



António Miguel de Almeida Oliveira Matos

**”Estudo comparativo de sistemas de
desinfecção de água de piscinas públicas:
cloro, bromo, ozono e radiação UV”**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia Sanitária

Orientador: Isabel Maria Lopes Pereira Carlos Peres, Prof.
Doutora, FCT-UNL

Co-orientador: Maria Gabriela L. S. Féria de Almeida, Prof.
Doutora, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Pedro de Nobre Carmona Rodrigues

Arguente: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Vogais: Prof. Doutora Isabel Maria Lopes Pereira Carlos Peres

Prof. Doutora Maria Gabriela L. S. Féria de Almeida



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

setembro, 2013

“Copyright” António Miguel de Almeida Oliveira Matos, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Para a Carolina e para a Madalena

AGRADECIMENTOS

Às Professoras Doutoras Isabel Peres e Gabriela Almeida pela orientação e disponibilidade;

Aos engenheiros do Departamento de Saúde Pública da ARSLVT:

Eng^a Patrícia Pacheco pela orientação de estágio; Eng^a Carla Barreiros; Eng^a Carla Dias e Eng^o António Matos pela disponibilidade, paciência e motivação;

Ao Professor Doutor António Tavares pela oportunidade de estagiar na ARSLVT;

À Doutora Paula Soares;

Ao Professor Doutor Vitorino Beleza pelos esclarecimentos;

Ao Professor Doutor António Sampaio;

A todos os administrativos e técnicos das piscinas que colaboraram.

SUMÁRIO

A crescente utilização de piscinas públicas é uma prática saudável mas que pode ter riscos para a saúde humana, apesar da qualidade microbiológica e química da água ser monitorizada regularmente e a sua desinfecção ser obrigatória.

Neste estudo compararam-se quatro sistemas de desinfecção de água de piscinas públicas, cloro, bromo, ozono e UV. Procedeu-se a uma revisão bibliográfica sobre as principais características e efeitos secundários de cada um dos sistemas, incluindo valores paramétricos de concentração de desinfetante, eficiência de desinfecção, formação de subprodutos resultantes da desinfecção com agentes químicos e potenciais efeitos na saúde humana.

Compararam-se os resultados de análises de amostras de água, de 2010 a 2012, de piscinas da região da grande Lisboa e Oeste que utilizam os referidos métodos. O baixo número de amostras de água desinfetada com bromo e com ozono apenas permitiu a comparação de sistemas de desinfecção com cloro e sistemas UV complementados com halogéneo residual.

Verificou-se que o sistema de radiação UV e halogéneo residual é mais eficaz de acordo com a literatura consultada. Este método reduz os riscos da exposição a subprodutos de desinfecção quando comparado com os da utilização de cloro.

ABSTRACT

The increasing use of public pools is a healthy practice but may have risks to human health, although the microbiological and chemical water quality is monitored regularly and its disinfection required.

In this study four systems of water disinfection of public swimming pools were compared, chlorine, bromine, ozone and UV. A literature review was proceeded on the main characteristics and side effects of each disinfection system, including parametric values of concentration of disinfectant, disinfection efficiency, formation of by-products of disinfection with chemical agents and potential effects on human health.

The results of analyzes of water samples, made in 2010 to 2012, from pools of the region of Lisbon and West using these methods were compared. The low number of samples of brominated and ozonized water only allowed comparison with chlorine disinfection systems and UV systems with halogen residual.

According to the literature, it was found that the UV system with residual halogen is more effective. This method reduces the risk of exposure to disinfection by-products compared with the use of chlorine.

SIMBOLOGIA

ABCA – Ácido bromocloroacético

ADBA – Ácido dibromoacético

ADCA – Ácido dicloroacético

ADN – Ácido desoxirribonucleico

AHA – Ácido haloacético

AMBA – Ácido monobromoacético

APSI – Associação para a Promoção da Segurança Infantil

ARN – Ácido ribonucleico

ARSLVT – Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo

ATCA – Ácido tricloroacético

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry

AVAC – Aquecimento, Ventilação e Ar Condicionado

BCDMH – Bromoclorodimetilhidantoína

BDCM – Bromodiclorometano

BSI PAS – *British Standards Institution Publicly Available Specification*

CNQ – Conselho Nacional da Qualidade

DBCM - Dibromoclorometano

CDC – *Centers for Disease Control and Prevention*

CPSC – *U.S. Consumer Product Safety Commission*

DGERU – Direção Geral do Equipamento Regional e Urbano

DGS – Direção Geral de Saúde

DIN – *Deutsches Institut für Normung*

DL – Decreto Lei

DPD - Dietilfenilenediamina

DR – Decreto Regulamentar

EAM – Espectroscopia de Absorção Molecular

EAM-FCS – Espectroscopia de Absorção Molecular em Fluxo Contínuo Segmentado

ECDC – *European Centre for Disease Prevention and Control*

EUA – Estados Unidos da América

FINA – Federação Internacional de Natação

HSEESS – *Hazardous Substance Emergency Events Surveillance System*

IARC – *International Agency for Research on Cancer*

INRS – *Institut National de la Recherche Scientifique*

ISO – *International Organization for Standardization*

MOPTC – Ministério das Obras Públicas Transportes e Comunicações

NIESS – *National Electronic Injury Surveillance System*

NP EN – Norma Portuguesa *European Norm*

NSW – *New South Wales*

OMS (WHO) – Organização Mundial de Saúde (*World Health Organization*)

PVS – Programa de Vigilância Sanitária

PWTAG – Pool Water Treatment Advisory Group

SAHC – *South Australian Health Commission*

THM – Trihalometanos

UFC – Unidades Formadoras de Colónias

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

UNF – Unidades Nefelométricas de Formazina

UV – Ultravioleta

VmA – Valor Mínimo Admissível

VMA – Valor Máximo Admissível

VmR – Valor Mínimo Recomendado

VMR – Valor Máximo Recomendado

WBDOS – *Waterborne Disease and Outbreak Surveillance System*

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Perspetiva histórica	1
1.1.1. Piscinas	1
1.1.2. Desinfecção da água de consumo humano	2
1.1.3. Desinfecção da água de piscinas	3
1.1.4. Evolução do enquadramento legislativo	3
1.1.5. Enquadramento normativo/legislativo actual sobre parâmetros de controlo sanitário em piscinas	5
1.2. Classificação de piscinas	5
1.3. Riscos em piscinas	8
1.3.1. Riscos físicos	8
1.3.2. Riscos microbiológicos	8
1.3.3. Vigilância de surtos e de doenças de contaminação microbiológica	17
1.3.4. Microrganismos indicadores	18
1.3.5. Avaliação da qualidade microbiológica em piscinas	19
1.3.6. Riscos químicos	20
1.3.7. Água de compensação	21
1.3.8. Utilizadores	21
1.3.9. Produtos químicos no tratamento da água da piscina	22
1.3.10. Subprodutos de desinfecção	22
1.3.11. Vigilância de surtos e de doenças de origem em produtos químicos de piscinas	23
1.3.12. Avaliação da qualidade físico-química das águas de piscinas	25
1.4. A influência da temperatura da água da piscina	27
1.5. Vias de exposição a compostos químicos	28
1.5.1. Ingestão	28
1.5.2. Inalação	29
1.5.3. Contacto dérmico	29
1.6. Vias de transmissão microbiológica	29
1.7. Funcionamento de uma piscina	30
1.8. Circuito de tratamento	31
1.8.1. Renovação da água	31
1.8.2. Recirculação da água	32
1.8.3. Coagulação/floculação	34
1.8.4. Filtração	35
1.8.5. Neutralização	37
1.8.6. Desinfecção	38
2. OBJETIVOS	41
3. PLANO DE TRABALHO	43

4. CLORO E DERIVADOS.....	45
4.1. Química da desinfecção com cloro	47
4.2. Concentrações recomendadas.....	48
4.3. Efeito bactericida dos compostos libertadores de halogéneos	49
4.4. Subprodutos desinfecção com cloro	49
4.4.1. Cloraminas	49
4.4.2. Tricloreto de azoto na atmosfera de piscinas cloradas.....	51
4.4.3. Efeitos das cloraminas na saúde	52
4.4.4. Trihalometanos em piscinas cloradas	52
4.4.5. Trihalometanos na água de piscinas cloradas.....	53
4.4.6. Trihalometanos na atmosfera de piscinas cloradas	53
4.4.7. Efeitos dos trihalometanos na saúde	54
4.4.8. Ácidos haloacéticos clorados.....	55
4.4.9. Ácidos haloacéticos bromados	56
4.4.10. Clorato	57
5. BROMO E DERIVADOS.....	59
5.1. Química da desinfecção com bromo	59
5.2. Concentrações recomendadas.....	60
5.3. Efeitos do bromo na saúde	61
5.4. Subprodutos da desinfecção com bromo.....	61
5.4.1. Bromaminas.....	61
5.4.2. Trihalometanos em piscinas bromadas.....	62
6. OZONO.....	65
6.1. Química da desinfecção com ozono	66
6.2. Concentrações recomendadas.....	68
6.3. Efeito bactericida do ozono	69
6.4. Efeitos do ozono na saúde	69
6.5. Subprodutos da desinfecção com ozono.....	69
6.5.1. Bromato.....	69
7. RADIAÇÃO UV.....	71
7.1. Dosagens recomendadas	72
7.2. Efeito bactericida da radiação UV	73
7.3. Subprodutos da irradiação com UV	73
7.4. Efeitos na saúde da radiação UV.....	74
8. COMPARAÇÃO DOS SISTEMAS DE DESINFEÇÃO	75
8.1. Eficiência de desinfecção	75
8.2. Formação de subprodutos de desinfecção.....	77
8.3. Análise de custos.....	78
8.4. Facilidade de operação, segurança e ambiente.....	79

8.4.1. Cloro.....	79
8.4.2. Bromo	80
8.4.3. Ozono	80
8.4.4. Radiação UV	81
8.4.5. Outros estudos.....	81
9. AVALIAÇÃO DA SITUAÇÃO ATUAL DAS PISCINAS DE LISBOA E OESTE	83
9.1. Sistemas e produtos de desinfecção	83
9.2. Resultados dos parâmetros químicos.....	84
9.3. Resultados dos parâmetros microbiológicos.....	86
9.4. Discussão dos resultados.....	90
10. CONCLUSÕES.....	91
11. AÇÕES FUTURAS	93
12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
ANEXO.....	106

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 - Agentes biológicos passíveis de serem encontrados em piscinas e ambientes similares.....	9
Figura 1.2 - Surtos associados a águas recreativas (tratadas e não tratadas) por doenças predominantes, etiologia e vias de entrada, nos EUA em 2007-2008.....	17
Figura 1.3 - Etiologia dos surtos de doenças gastrointestinais agudas associados a águas recreativas (tratadas e não tratadas) nos EUA em 1999-2008.....	18
Figura 1.4 - Fluxo de contaminantes numa piscina coberta.....	21
Figura 1.5 - Distribuição dos principais fatores reportados para eventos de saúde associados a produtos químicos de piscinas, em 12 estados norte-americanos, em 2007 – 2008.....	24
Figura 1.6 - Vias de transmissão e exemplos de patogénicos de origem na água.....	30
Figura 1.7 - Processo de tratamento numa piscina típica.....	32
Figura 1.8 - Esquema do circuito de tratamento de água de uma piscina com injeção de água tratada pelo fundo (ou soleira) e recolha à superfície (caleira finlandesa)	34
Figura 4.1 - Curva de rutura para o cloro e derivados no tratamento de águas residuais.....	50
Figura 5.1 - Histogramas representando a composição média molar relativa de THM na água e no ar interior de piscinas que utilizam cloro e bromo para desinfecção e no ar exalado de voluntários presentes nas piscinas.....	63
Figura 9.1 - Sistemas e produtos químicos de desinfecção utilizados em 264 tanques da área da grande Lisboa e Oeste.....	84
Figura 9.2 - Resultados das análises de cloro livre e combinado dos tanques desinfetados com cloro e com UV + cloro/bromo de acordo com as recomendações do PVS da ARSLVT.....	86
Figura 9.3 - Percentagens de incumprimentos de VMR e de VMA por parâmetro microbiológico em todas as amostras recolhidas para os sistemas de cloro e de UV + cloro/bromo.....	88

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 - Classificação de piscinas de acordo com os vários critérios.....	10
Tabela 1.2 - Vírus em piscinas e seus efeitos na saúde.....	11
Tabela 1.3 - Bactérias em piscinas e os seus efeitos na saúde.....	12
Tabela 1.4 - Fungos em piscinas e os seus efeitos na saúde.....	15
Tabela 1.5 - Protozoários em piscinas e os seus efeitos na saúde.....	16
Tabela 1.6 - Critérios para seleção de organismos indicadores em piscinas.....	19
Tabela 1.7 - Parâmetros microbiológicos em águas de piscina.....	19
Tabela 1.8 - Comparação dos parâmetros de qualidade microbiológica e de desinfecção em águas de piscinas de utilização coletiva das normas alemãs, inglesas, francesas e do D.R nº 5/97 português.....	20
Tabela 1.9 - Concentração e percentagem do total de azoto na transpiração e na urina.....	22
Tabela 1.10 - Subprodutos associados aos desinfetantes vulgarmente utilizados.....	23
Tabela 1.11 - Número e percentagem de lesões/sintomas atribuídos a eventos de saúde associados a produtos químicos de piscinas, em 12 estados norte-americanos.....	24
Tabela 1.12 - Parâmetros físico-químicos em águas de piscinas de utilização colectiva.....	26
Tabela 1.13 – Parâmetros físico-químicos em águas de piscinas de estabelecimentos turísticos.....	27
Tabela 1.14 - Coeficientes a usar na equação 1.2 para cálculo do caudal de recirculação.....	33
Tabela 1.15 - Opções de tratamento de água de piscinas de acordo com as Din 19643.....	35
Tabela 1.16 - Desinfetantes e sistemas de desinfecção utilizados em piscinas e ambientes similares	40
Tabela 4.1 - Compostos de cloro mais frequentes e suas características.....	45
Tabela 4.2 - Percentagem de ácido hipocloroso e ião hipoclorito, a 25°C, para vários valores de <i>pH</i>	48
Tabela 4.3 - Classificação da International Agency of Research on Cancer (IARC) quanto à carcinogenicidade	55
Tabela 5.1 - Percentagem de ácido hipobromoso e ião hipobromito, a 20°C, para vários valores de <i>pH</i>	60

Tabela 8.1 - Reduções de bactérias, vírus e protozoários alcançadas por diferentes sistemas de desinfecção em estações de tratamento de água para grandes comunidades.....	75
Tabela 8.2 - Reduções de indicadores bacterianos por ação da BCDMH para três minutos de tempo de contacto em águas residuais provenientes de um sistema unitário.....	76
Tabela 8.3 - Potenciais de oxidação de vários reagentes.....	76
Tabela 8.4 - Comparação dos custos de investimento do tratamento microbiológico dos vários desinfetantes aplicado ao caso de estudo.....	78
Tabela 8.5 - Comparação do custo mensal do tratamento microbiológico dos vários desinfetantes aplicado ao caso de estudo.....	79
Tabela 8.6 - Métodos de desinfecção melhor classificados e suas principais vantagens de acordo com Oesterholt <i>et al.</i> (2009).....	82
Tabela 9.1 - Sistemas de desinfecção utilizados em 264 tanques de utilização coletiva da grande Lisboa e Oeste.....	83
Tabela 9.2 - Número de amostras e valores médios de cloro livre, cloro combinado e bromo livre para os tanques selecionados.....	85
Tabela 9.3 - Número de amostras de cloro livre, cloro combinado e de bromo livre inferiores e superiores aos limites recomendados pelo PVS ARSLVT.....	85
Tabela 9.4 - Número de amostras analisadas de cada parâmetro microbiológico e valores recomendados e limite ultrapassados por cada sistema de desinfecção.....	87
Tabela 9.5 - Número e percentagem de amostras microbiológicas consideradas impróprias.....	88
Tabela 9.6 - Número de amostras consideradas impróprias e sua relação com a concentração mínima admissível de cloro livre.....	89
Tabela 9.7 - Valores médios de UFC de cada parâmetro microbiológico para cada sistema de desinfecção.....	89

1. INTRODUÇÃO

1.1. Perspetiva histórica

1.1.1. Piscinas

A prática da natação, definida como o ato de nadar, remonta, sem dúvida, aos nossos ancestrais pré-humanos e à sua necessidade vital procurar alimento bem como para efetuar travessias de rios, lagos e mares. A sua prática como atividade desportiva organizada começou no antigo Egito há cerca de 4500 anos, sendo desenvolvida posteriormente pelas civilizações assíria, grega e romana (Coelho, 2009). Considera-se que o "Great Bath" em Mohenjo-Daro no atual Paquistão é o tanque público mais antigo encontrado até à data, acredita-se ter sido construído no terceiro milénio A.C. (Beleza *et al.*, 2010). Na Grécia antiga e depois durante o Império Romano, a natação integrava a educação das crianças em idade escolar das classes mais altas. Na "Ilíada" e na "Odisseia", Homero descreve alguns grandes feitos natatórios dos seus heróis. Apesar disso, a natação nunca foi incluída nos Jogos Olímpicos da antiguidade. Os romanos construíram as primeiras piscinas separadas dos banhos públicos, e no século I A.C. em Roma, Gaius Maecenas construiu a primeira piscina aquecida (Coelho, 2009).

Depois de vários séculos de domínio da religião sobre os costumes, as piscinas só voltariam a ser populares na idade contemporânea, no século XIX, quando os ingleses da Índia trouxeram o polo aquático para a Inglaterra (Olsen, 2007). Apesar de desde finais do século XVII se construírem algumas piscinas (Cambridge, 1690; Paris, 1774 e Frankfurt, 1774), foram a revolução industrial e os movimentos sociais decorridos na Inglaterra, na Alemanha e nos Estados Unidos da América (EUA) que lutaram pela criação de condições para promover a higiene e saúde pública entre os operários e os pobres, juntamente com os "*Public Bath and Wash-House Act*" de 1846, 1847 e, sobretudo o de 1878 que impulsionaram a construção de piscinas modernas (Beleza *et al.*, 2010). A primeira piscina coberta da Europa surgiu em Liverpool em 1828 e, em 1837, foram construídas em Londres seis piscinas interiores, privadas mas de utilização coletiva, dotadas de prancha de mergulho. A popularidade da natação aumentou muito com a sua integração nos Jogos Olímpicos de 1896 (Beleza *et al.*, 2010).

Em Portugal, a construção em 1929 da piscina do Sport Algés e Dafundo, com condições sanitárias aceitáveis para a época (Beleza *et al.*, 2010), foi o ponto de viragem para o desenvolvimento dos desportos aquáticos, até então praticados em rios, lagos e praias, e para o aparecimento de novas piscinas. As primeiras eram descobertas e só após o 25 de Abril de 1974, devido a uma maior receptividade de influências europeias, bem como à entrada de fundos europeus resultantes da adesão de Portugal à Comunidade Europeia (atual União Europeia), foram construídas piscinas cobertas em grande número (Coelho, 2009).

O desenvolvimento ocorrido neste setor em Portugal é substancial: em 1965 contabilizavam-se apenas 36 piscinas públicas (8 cobertas) e, em 2005, um total de 680 tanques (360 cobertos) distribuídos por quase 500 instalações (Beleza *et al.*, 2010).

1.1.2. Desinfecção de água de consumo humano

A desinfecção da água das piscinas está diretamente relacionada com os progressos no tratamento da água de consumo humano.

As civilizações da antiguidade, ao fixarem-se perto de fontes de água, cedo perceberam a importância da disponibilidade de volumes amplos de água para beber e para outras finalidades. Apesar dos registos históricos há muito tempo mencionarem problemas estéticos (aparência indesejável, gosto e cheiro) no que respeita à água de consumo, foram necessários milhares de anos para as pessoas reconhecerem que os seus sentidos são insuficientes para aferir a qualidade da água (USEPA, 2000).

Existem registos de métodos de melhorar o gosto e odor da água desde 4000 A.C. Registos sânscritos e gregos recomendam a filtração em carvão vegetal, exposição a luz solar, fervura e percolação através de meio poroso. Os tratamentos pioneiros visavam, sobretudo, a remoção de sólidos suspensos. Os egípcios terão usado “alúmen” como agente coagulante por volta de 1500 A.C. (USEPA, 2000). Os soldados de Alexandre, o Grande (356 – 323 A.C.), seguiram o conselho de Aristóteles de ferver a sua água para beber. Na Pérsia, Avicena (980 – 1046) escreveu que através da evaporação e destilação, ou simplesmente pela fervura de água, esta tornar-se-ia bebível. Mais tarde, em 1757, a Marinha Britânica recomendava a filtração (através de areia e carvão vegetal) para purificar água (Blancou, 1995). Durante o século XVIII estabeleceu-se a filtração como método efetivo de remoção das partículas da água, e no início do século XIX a filtração lenta em areia tornou-se comum na Europa (USEPA, 2000).

Na maioria das cidades do século XIX os coletores pluviais transportavam uma combinação de águas pluviais, águas residuais e outros detritos das ruas para a massa de água mais próxima. Em 1854 o obstetra Dr. John Snow (1813 – 1858) relacionou um surto de cólera em Londres com a água de um poço contaminada com esgoto doméstico, provando que a cólera é uma doença com origem na água de consumo, contaminada com resíduos humanos (Spellman, 1999). No final da década de 1880 Louis Pasteur demonstra a *Teoria Microbiológica da Doença*, onde explicou como os microrganismos (patogénicos) podem transmitir doenças através de meios como a água (USEPA, 2000). Até esse momento era crença comum que as doenças eram transmitidas por “odores” (Laubusch, 1971, *in* Water Quality & Treatment, 1971). Na década seguinte o Dr. Robert Koch relacionou um surto epidémico de cólera, na cidade alemã de Hamburgo, com o abastecimento de água contaminada. Em resposta à epidemia, Hamburgo foi das primeiras cidades a usar uma solução de sais de cloro (água de Javel) como parte do tratamento de águas residuais (Spellman, 1999).

Os cientistas perceberam que a turvação não é apenas um problema estético, as partículas de matéria fecal, por exemplo, contêm patogénicos. A construção no final, do século XIX e início do século XX, de sistemas de tratamento de água de consumo humano que removiam a turvação, permitiu começar a controlar as epidemias de febre tifóide, disenteria e cólera, mas seria a introdução de desinfetantes como o cloro que mais contribuiriam para a redução das doenças transmitidas pela água (USEPA, 2000).

A primeira vez que se clorou água de consumo humano para efeitos de desinfecção foi em 1897, quando o cientista britânico Simons Woodhead usou uma “solução de lixívia” como agente

esterilizante durante um surto de febre tifóide em Maidstone, Kent. Esta medida temporária implicava a introdução da solução na rede de distribuição de água. Outros métodos alternativos já estavam disponíveis na altura em que se começou a usar cloro para o saneamento de água. Em 1893, na Holanda, utilizou-se pela primeira vez o ozono. Os elevados custos de arranque e de equipamento de sistemas com o ozono, contrastavam com a abundante provisão e baixo preço de cloro (Olsen, 2007). A primeira aplicação de radiação UV para desinfecção de águas ocorreu em Marselha, França, em 1910 (USEPA, 2006).

1.1.3. Desinfecção de água de piscinas

Antes da introdução dos processos de desinfecção e filtração (1905 – 1910), a maioria das piscinas mantinham-se limpas através de uma frequente renovação de água, ou eram de encher e esvaziar. Para remover as impurezas que flutuam na água a maior parte das piscinas estava equipada com uma caleira para eliminação de detritos superficiais no seu perímetro (Olsen, 2007).

Nos EUA, John Bunker fez experiências de cloragem na piscina *Colgate Hoyt* na Universidade de Brown em 1911. Cedo percebeu que ao aplicar um composto clorado (“hipoclorito de cal”) em amostras de água da piscina, a contagem de microrganismos cultivados (incubados em agar a 37°C durante 24 horas) diminuía drasticamente (Olsen, 2007).

1.1.4. Evolução do enquadramento legislativo

Na história das piscinas o ano de 1846 foi determinante com a publicação, em Inglaterra, dos “*Baths and Wash-houses Act*”, que permitiu às autoridades locais construir piscinas de uso público. Esta normativa pode também ter estado na origem da construção de muitas piscinas nos EUA, muitas delas ligadas a universidades e clubes. As referidas autoridades eram responsáveis por qualquer transmissão de doenças, resultado do uso das piscinas, e estavam obrigadas a garantir a sua supervisão sanitária (Beleza *et al.*, 2010).

Em 1917, o estado da Califórnia adotou o primeiro regulamento sobre operações de piscinas, ao qual, em 1919, foram acrescentados requisitos sobre qualidade microbiológica da água pela entidade responsável pelo controlo da qualidade sanitária das piscinas de uso público, “California State Board of Health”. Esta prática foi posteriormente seguida por outros estados norte americanos (Beleza *et al.*, 2010).

Outro marco importante para a história das piscinas foi a aprovação, em 1926, de um regulamento para piscinas públicas com o título “*Swimming Pools and Other Public Bathing Places – Standards for Design, Construction, Equipment, and Operation*”. Foi apresentado em Buffalo, N.Y. e os seus 28 capítulos são um resumo de regulamentos publicados anteriormente e abordam todas as questões relacionadas com piscinas, desde a sua classificação, controlo operativo, localização e implementação, construção e materiais, segurança e vigilância, vestiários e balneários, iluminação, ventilação, aquecimento, circuito de tratamento de água,

normas a seguir pelos utilizadores e, claro, os parâmetros físico químicos e bacteriológicos para controlo da qualidade da água (Beleza *et al.*, 2010).

Em 1929, foi publicado pelo Ministério da saúde inglês um importante manual denominado “The purification of the Water of Swimming Baths” onde se descrevem as principais técnicas de monitorização do sistema de tratamento de água de uma piscina. Posteriormente, em 1936, ainda em Inglaterra, publicou-se o “Public Heath Act” que atribuiu às autoridades sanitárias a responsabilidade de ditar a regulamentação para as piscinas e balneários sob sua supervisão (Beleza *et al.*, 2010).

Em Portugal a aplicação de regulamentos oficiais sobre piscinas tem sido inconsistente. Faria (2009) destacou as seguintes publicações no seu estudo:

- **1944** – Decreto nº 33583/44, de 24 de março, do Governo, que não contém “qualquer indicação de carácter técnico ou normativo, mas meras determinações de âmbito administrativo e processual”;
- **1959** – Regulamento das Condições Técnicas e de Segurança dos Recintos de Espetáculos e Divertimentos Públicos, em 20 de novembro de 1959 (Decreto nº 42662/59 de 20 de novembro). “neste regulamento que surge a obrigatoriedade de previsão de bacias lava-pés em todo o perímetro do cais, e da caleira para eliminação de detritos superficiais.”;
- **1972/73** – Normas Genéricas sobre Construção de piscinas Públicas ou de Utilização Coletiva, editadas pela então Direção-Geral do equipamento Regional e Urbano (DGERU, organismo do MOPTC);
- **1974** – Normas Regulamentares para o Dimensionamento de Cubas e Torres de Saltos, editadas pela então Direção-Geral dos Desportos/Fundo de Fomento do Desporto;
- **1993** – Diretiva CNQ nº 23/93, de 24 de maio, do Conselho Nacional da Qualidade, sobre “Qualidade nas Piscinas de Uso Público”, que se encontra revogada;
- **1997** – Decreto-Lei nº 65/97, de 31 de março, diploma que regula a instalação e o funcionamento dos recintos com diversões aquáticas, não considerando como recintos com diversões aquáticas aqueles que unicamente disponham de piscinas de uso comum, nomeadamente à prática de natação, de competição ou recreação (nº2 do art. 2º);
- **1997** – Decreto Regulamentar nº 5/97, de 31 de março, que aprova o Regulamento das Condições Técnicas e de Segurança dos Recintos com Diversões Aquáticas;
- **2009** – Normas NP EN 15288-1 “Requisitos de segurança para a concepção de Piscinas” e NP EN 15288-2 – “Requisitos de segurança para o funcionamento de Piscinas”.

1.1.5. Enquadramento normativo/legislativo atual sobre parâmetros de controlo sanitário em piscinas

A Diretiva CNQ nº 23/93 de 24 de maio sobre “Qualidade das Piscinas de Uso Público” foi o primeiro documento normativo português que estipulou parâmetros de qualidade microbiológica e físico química no seu capítulo nove “Requisitos de Qualidade e Tratamento da Água”.

Em 1997 foi aprovado o Decreto-Lei (D.L.) nº 65/97 de 31 de março que regula a instalação e o funcionamento dos recintos com diversões aquáticas. Esse documento prevê a aprovação do Regulamento das Condições Técnicas e de Segurança dos Recintos com Diversões Aquáticas através do Decreto Regulamentar (D.R.) nº 5/97, de 31 de março. No Anexo II deste regulamento estão definidos os parâmetros bacteriológicos e físico-químicos de controlo sanitário da água. Alguns destes valores são a referência utilizada nos Programas de Vigilância Sanitária de Piscinas da Região de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo pelas Autoridades de Saúde.

O Aviso nº 9448/2002 (2ª série) de 31 de julho de 2002 aprova o Manual de Boas Práticas de Medicina Física e de Reabilitação. Este documento remete para o Anexo II do D.L. nº 65/97 os parâmetros de qualidade físicos, químicos e biológicos da água usada em piscinas terapêuticas. Apenas deverá ser modificada a temperatura, que deverá, para este tipo de piscinas, ser de 30°C-36°C com ausência total de coliformes fecais em 100 ml e não conter vestígios de germes patológicos (em 100 ml) em 90% das amostras.

Na sequência do Decreto-Lei nº 279/2009 de 6 de outubro, que estabelece o novo regime jurídico a que ficam sujeitos a abertura, a modificação e o funcionamento das unidades privadas de saúde, a Portaria nº 1212/2010 de 30 de novembro, estabelece os requisitos técnicos a que devem obedecer o exercício da atividade das unidades de medicina física e de reabilitação, remetendo para o Manual de Boas Práticas de Medicina Física e de Reabilitação incluindo a qualidade química e bacteriológica das águas das piscinas terapêuticas.

Na sequência do Decreto-Lei nº 39/2008 de 7 de março, que consagra o novo regime jurídico da instalação, exploração e funcionamento dos empreendimentos turísticos, a Portaria nº 358/2009 de 6 de abril, no seu artigo 5º, refere que as piscinas dos empreendimentos turísticos devem ter equipamentos que garantam que a qualidade da água obedece aos parâmetros do D.R. 5/97.

Assim, presentemente em Portugal, não estão abrangidas por diplomas legais as piscinas particulares, desportivas, formativas e recreativas não integradas em estabelecimentos turísticos, em parques aquáticos, para além das piscinas com fins terapêuticos.

1.2. Classificação de piscinas

De acordo com a Directiva CNQ nº 23/93, uma piscina é “uma parte ou um conjunto de construções e instalações que inclua um ou mais tanques artificiais apetrechados para fins balneares e actividades recreativas, formativas ou desportivas aquáticas.”

As piscinas podem ser abastecidas com água doce de origem superficial ou subterrânea (da rede pública de abastecimento ou de origem privada), água do mar ou água termal. Podem ser privadas (domésticas), semi-públicas (*e.g.* hotéis, escolas, ginásios, condomínios, navios de cruzeiro) ou públicas (*e.g.* municipais). As piscinas podem ser interiores, exteriores ou convertíveis. Podem ser aquecidas ou não aquecidas. Também existem piscinas portáteis ou temporárias, geralmente utilizadas em ambientes domésticos. Outros tanques especiais servem para tipos de uso particulares (*e.g.* remo, mergulho, com escorregas). As piscinas de hidroterapia servem para tratar diversos sintomas (*e.g.* neurológicos, ortopédicos, cardíacos) onde os pacientes são acompanhados por profissionais de saúde (WHO, 2006).

Um novo tipo de piscinas tem vindo a ser construído na Alemanha e na Áustria, as chamadas piscinas verdes ou naturais. Não usam desinfetantes ou outros produtos químicos, mantendo a água pura através de ecossistemas de micro e macro organismos e de sistemas de filtração. Algumas delas são abertas ao público e necessitam de inspeções rigorosas de aferição da qualidade da água (Mascher *et al.*, 2007; PWTAG, 2009).

Na Tabela 1.1 estão sintetizadas as classificações resultantes da compilação de propostas formuladas por organismos nacionais (caso do Conselho Nacional da Qualidade, Diretiva CNQ 23/93; e da Direção Geral de Saúde, DGS, 2009) e internacionais (WHO, 2006).

Para efeitos da monitorização da qualidade da água de piscinas do Programa de Vigilância Sanitária de Piscinas da ARSLVT (ARSLVT, 2005) as piscinas analisadas são as do tipo 1 e do tipo 2, consideradas de “uso público”.

Tabela 1.1 - Classificação de piscinas de acordo com os vários critérios (adaptado de Pedroso, 2009).

Critério	Tipo de piscina	Características
Ambiente ou tipologia	Coberta (interior)	Inclui um ou mais planos de água para banhos (tanques), integrada numa construção coberta por uma estrutura fixa ou móvel
	Descoberta (exterior)	Inclui um ou mais tanques para banhos construídos ao ar livre
	Combinada	Comporta tanques ao ar livre e tanques cobertos, utilizáveis em simultâneo
	Convertível	Comporta um ou mais tanques cujos elementos envolventes permitem que as atividades se desenvolvam ao ar livre ou em espaço coberto, em função das condições atmosféricas existentes
Possíveis utilizadores	Piscina de tipo 1 (ou pública)	Piscina onde a prática da natação e as atividades de animação aquática correlacionadas constituem o objetivo e as funções principais oferecidas (ex. piscinas municipais, piscinas recreativas/lazer, parques aquáticos), e cujo uso é considerado “público” ¹
	Piscina de tipo 2 (ou semi-pública)	Piscina destinada a proporcionar um serviço complementar à atividade principal de um empreendimento (ex. piscinas de hotel, piscinas de parques de campismo, piscinas de clubes, piscinas terapêuticas), e cujo uso é considerado “público” ¹
	Piscina de tipo 3 (particular)	Piscina concebida apenas para a família do proprietário/dono/explorador e convidados, incluindo as situações de aluguer temporário para uso familiar ¹
Características morfológicas e funcionais dos tanques	Tanque desportivo	Tanque cujos requisitos geométricos e construtivos são adequados para a prática da natação e modalidades derivadas, no âmbito do treino e competição desportiva
	Tanque de aprendizagem	Tanque que apresenta os requisitos morfológicos e funcionais adequados para as atividades formativas e propedêuticas das disciplinas natatórias, para o jogo, o recreio e a manutenção
	Tanque infantil ou chapinheiro	Tanque que preenche os requisitos funcionais e construtivos idóneos para a utilização por crianças até aos 6 anos de idade e dispõe de profundidades não superiores a 0,45 m, com o máximo de 0,20 m junto aos bordos
	Tanque de recreio e diversão	Tanque que comporta características morfológicas e funcionais que o torna adequado para o recreio e diversão aquática, através de acessórios lúdicos tais como escorregas, cascatas, sistemas de formação de ondas, sistemas de produção de repuxos
	Tanque funcional ou polivalente	Tanque que apresenta soluções geométricas e construtivas que combinam características de diferentes tipologias de tanques
	Tanque de hidromassagem (jacúzi)	Pequeno tanque equipado com jatos de ar subaquáticos que criam remoinhos, com lotação máxima instantânea de cerca de seis pessoas
	Tanque terapêutico ou de hidroterapia	Piscina concebida para prestação de cuidados médicos e de fisioterapia, sob supervisão e controlo de pessoas habilitadas para o efeito (sublinhe-se que as piscinas destinadas ao fitness e atividades correlacionadas não são consideradas piscinas terapêuticas)

¹ NP EN 15288-1.

1.3. Riscos em piscinas

São inegáveis os benefícios que a natação e as outras atividades aquáticas em piscinas têm para a saúde dos praticantes. A OMS (2006) refere que, para além de evitar o risco de afogamento, a aprendizagem e prática de nata o promove a saúde a nível físico, mental e cardiovascular. Por outro lado, os utilizadores de piscinas, bem como os vários profissionais que a  desempenham a sua atividade laboral, estão sujeitos a vários riscos, os quais podem ser classificados nas seguintes categorias: riscos físicos, riscos biológicos (associados   exposi o a agentes biológicos) e riscos químicos (associados   exposi o a agentes químicos) (Pedroso, 2009).

1.3.1. Riscos físicos

Como riscos físicos (riscos para a integridade física dos utilizadores e trabalhadores) associados a piscinas destacam-se, pela sua potencial gravidade, os seguintes: afogamento ou quase afogamento; lesões graves (traumáticas crânio-encefálicas e traumáticas medulares) (Blanksby *et al.*, 1997; WHO, 2006) quedas e outras lesões resultantes do piso escorregadio. Outros danos para a integridade física podem ser reportados, tais como lesões corto-contusas, lesões devidas   corrente elétrica (*e.g.* queimaduras, choques elétricos e eletrocussão), entre outras (Pedroso, 2009).

  importante referir que, de acordo com um estudo da Associa o para a Promo o da Segurança Infantil (APSI, 2011), 49% dos afogamentos de crianças e jovens até aos 18 anos, entre 2005 e 2010, aconteceram em planos de águas artificiais (tanques, poços, piscinas), correspondendo a 44 mortes.

1.3.2. Riscos microbiológicos

A grande maioria dos microrganismos   inofensiva para o homem, em muitos casos são até extremamente úteis. Apenas uma fra o muito reduzida destes, denominados microrganismos patogénicos, tem capacidade de transmitir doenças. Nesse caso são, normalmente, incapazes de viver fora do organismo que lhes serve de hospedeiro e a sua presença na água, solo ou alimentos, tem como origem m terias eliminadas pelo hospedeiro (Beleza *et al.*, 2007).

Nas piscinas encontra-se uma grande variedade de microrganismos (bactérias, vírus, protozoários, fungos e algas), não só na água do tanque, mas também nas superfícies das zonas anexas (cais da piscina, balneários, aparelhos e dispositivos de aprendizagem) visto que as condi es de humidade e de temperatura são favoráveis   sua multiplica o. Outros fatores de prolifera o de microrganismos são a elevada frequência de utilizadores, deficiência ou ausência de tratamento de água, falhas na renova o do ar e utiliza o de materiais inapropriados que lhes servem de substrato (Pedroso e Nogueira, 2003).

A contamina o microbiológica da água dos tanques pode ter várias origens: utilizadores, água de alimenta o da piscina, e no caso de tanques exteriores, animais nas imedia es da bacia e

aves (em especial as gaivotas nas piscinas junto ao mar) e poluição atmosférica (resultante da deposição de poeiras, folhas, pólen e insetos) (Pedroso, 2009).

Em piscinas cobertas os utilizadores são, praticamente, os únicos responsáveis pela contaminação microbiológica da água e dos pavimentos e superfícies através do suor, urina, matéria fecal, outras secreções corporais, pele, cosméticos, entre outros. De acordo com Heitor (1994) (*in* Beleza *et al.*, 2007), o utilizador da piscina pode transportar uma carga bacteriana da ordem dos 10^6 coliformes e 10^{10} microrganismos totais. O grau de contaminação com origem nos utilizadores depende essencialmente de três condições: frequência/lotação, nível de higiene e volume de água do tanque (Beleza *et al.*, 2007).

De acordo com a OMS (2006) a contaminação microbiológica da água pode distinguir-se entre a de origem fecal e a contaminação de origem não fecal, salientando que o risco de infeção ou de doença associado a piscinas tem sido relacionado sobretudo com a contaminação fecal.

A contaminação microbiológica de origem não fecal pelos utilizadores resulta da libertação de matérias orgânicas humanas (*e.g.* pele, saliva, muco) na água da piscina, as quais podem ser fontes de microrganismos patogénicos. Para além da água, os utilizadores infetados com microrganismos patogénicos não entéricos (particularmente vírus e fungos, mas também bactérias oportunistas) podem contaminar também as superfícies envolventes do tanque (*e.g.* balneário, cais) e os objetos utilizados e, assim, infetar outros utilizadores. Algumas bactérias, especialmente de origem não fecal, acumulam-se em biofilmes e constituem um risco de infeção para os utilizadores da piscina. Outras bactérias aquáticas e alguns protozoários podem proliferar na água da piscina, tanques de hidromassagem, em superfícies húmidas ou em determinados equipamentos (*e.g.* sistemas de aquecimento, ventilação e de ar condicionado – sistemas AVAC) (WHO,2006). Na figura 1.1 indica-se a origem (fecal ou não fecal) dos principais microrganismos patogénicos encontrados em piscinas e ambientes similares.

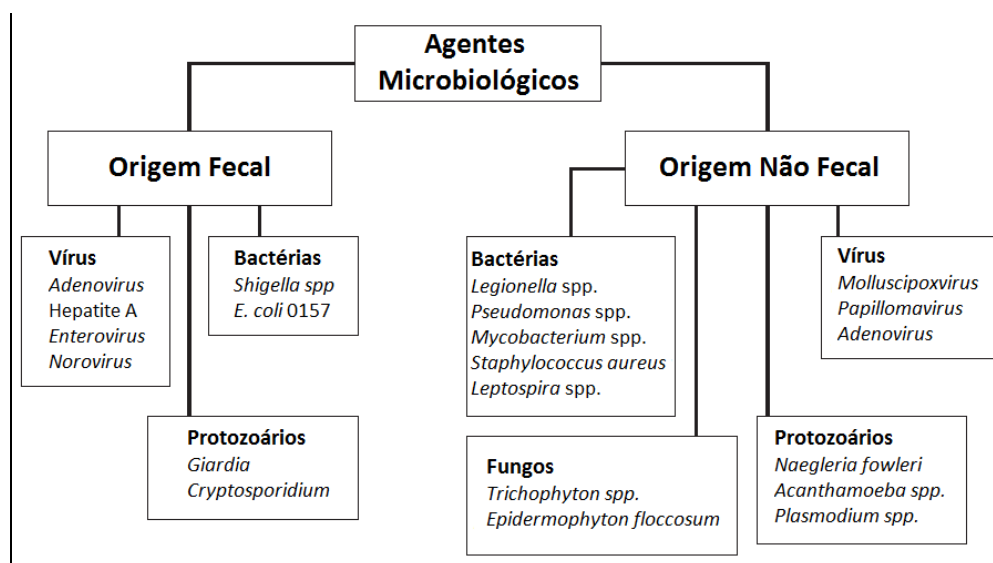


Figura 1.1. – Agentes biológicos passíveis de serem encontrados em piscinas e ambientes similares (fonte: WHO, 2006).

Nas tabelas 1.2, 1.3, 1.4 e 1.5 estão descritas, de forma sucinta, as condições de propagação e os efeitos na saúde humana dos principais microrganismos causadores de infecções em piscinas e ambientes similares.

Tabela 1.2 – Vírus em piscinas e seus efeitos na saúde. Fontes: Pond (2005), WHO (2006), WHO (2011), Beleza *et al.* (2007), Hlavsa *et al.* (2011) CDC (2012), ECDC (2013), Waterborne pathogens (2011).

Microrganismo	Condições de transmissão	Efeitos na saúde
<i>Adenoviridae</i> (Adenovirus)	A transmissão dos 50 tipos de adenovírus pode ser feita por via oral, inalação ou por contacto com a pele. Baixos níveis de desinfetante em água de piscina contaminada com matéria fecal são responsáveis pela sua transmissão.	Os tipos 3, 4 e 7 são responsáveis por doenças respiratórias (faringites), conjuntivite e gastroenterite. Por vezes são associados ao desenvolvimento de diarreias.
Enterovirus	As suas fontes de contaminação podem ser matéria fecal e regurgitado. Incluem-se os poliovírus, echovirus e coxsachievirus tipos A e B. Aparecem com frequência em chapinheiros e tanques de aprendizagem com pequenos volumes de água.	Estão documentados surtos de meningite e seus sintomas. Os utilizadores apresentaram sintomas de regurgitação, diarreia e dores de cabeça.
Hepatitis A e E	Podem ser transmitidos via fecal-oral através de água contaminada, sobretudo, utilizadores com menos de 18 anos.	Os sintomas começam por aparecimento súbito de febre, náusea, regurgitamento, perda de apetite e, frequentemente, icterícia. Os casos fatais são raros. A hepatite A não é uma infecção crónica e não se repete no mesmo indivíduo.
Molluscipoxvirus	Vírus que se transmite de pessoa para pessoa através do contacto direto pele com pele ou, indiretamente, através do contacto da pele com uma superfície contaminada (<i>e.g.</i> toalhas partilhadas, auxiliares de aprendizagem).	A <i>Molluscum contagiosum</i> é uma infeção da pele, de cor rosada, na forma de elevações redondas com 3 a 6 mm de diâmetro. Tem períodos de incubação de 2 a 6 semanas e as lesões podem persistir durante 2 a 4 meses. Afeta mais frequentemente as crianças.
Norovirus	Grupo de vírus de origem fecal é transmitido através da água da piscina insuficientemente desinfetada, estagnada, com elevada frequência de utilizadores e, provavelmente, acidentes fecais. Utilizadores que engoliram essa água têm elevada probabilidade de infeção.	O Norovirus é um grupo de vírus altamente contagioso que provoca gastroenterite e cujos sintomas incluem náuseas, vômitos, diarreia e dores estomacais. Por vezes também se sentem arrepios, dores de cabeça, cansaço generalizado e febre ligeira. A doença surge rapidamente e os sintomas duram 1 a 2 dias.
<i>Papovaviridae</i>	Nas piscinas pode ser transmitido por contacto direto com superfícies contaminadas com fragmentos de pele infetados. Não é transmitido através da água do tanque. O papillomavirus é o mais importante desta família.	Causam tumores benignos na forma de papilomas ou verrugas sobretudo na planta do pé. Estima-se que o seu período de incubação seja de 1 a 20 semanas. Afeta sobretudo crianças e jovens adultos na faixa etária de 12 a 16 anos. É menos comum em adultos talvez porque adquiriram imunidade.

Tabela 1.3 – Bactérias em piscinas e os seus efeitos na saúde. Fontes: Pond (2005), WHO (2006), WHO (2011), Beleza *et al.* (2007), Hlavsa *et al.* (2011) CDC (2012), ECDC (2013), Waterborne pathogens (2011).

Microrganismo	Condições de transmissão	Efeitos na saúde
<i>Aeromonas</i>	Os membros do género <i>Aeromonas</i> são autóctones de ambientes de água doce. A espécie mais significativa, <i>A. hydrophila</i> , tem o potencial de crescer nos biofilmes dos sistemas de distribuição de água. A sua transmissão em piscinas faz-se por ingestão de água contaminada.	Algumas espécies são consideradas patogénicas humanas oportunistas (<i>A. hydrophila</i> , <i>A. caviae</i> e <i>A. sobria</i>). Causam infeções de feridas, incluindo septicemia, particularmente em pacientes imuno-comprometidos (<i>e.g.</i> crianças) e infeções no sistema respiratório. Podem causar doenças gastrointestinais mas as evidências epidemiológicas são inconsistentes.
<i>Campylobacter</i>	É transmitida sempre por via oral através da ingestão de água ou de alimentos contaminados. Os seus hospedeiros principais são aves domésticas e outros animais domésticos. Estudos recentes mostram que águas residuais domésticas podem conter grande número de <i>Campylobacter</i> com resistência moderada. Tratamentos comuns de desinfecção são suficientes para eliminá-la de águas com baixa turvação.	Algumas das 15 espécies conhecidas (<i>C. jejuni</i> , <i>C. coli</i> , <i>C. fetus</i>) são patogénicas e promovem enterite, gastrite e outras doenças. Em casos muito raros podem causar síndromas neurológicos associados a paralisias.
<i>Escherichia coli</i>	A ingestão de água mal desinfetada é o principal meio de transmissão em piscinas. Aparece em grande número no escreta humanos e de quase todos os animais de sangue quente. Por este motivo, e por ser de deteção fácil, económica e rápida, é usada como indicador de contaminação fecal.	A <i>E. coli</i> reside normalmente nos intestinos e a maioria das estirpes não representa qualquer perigo para a saúde. As patogénicas provocam doenças intestinais por meio de diversos mecanismos. A <i>E. coli</i> O157:H7 produz uma toxina que provoca durante cerca de uma semana, diarreia sangrenta e dores abdominais, com pouca ou nenhuma febre. Podem, por vezes, ocorrer problemas renais. Crianças com menos de 5 anos são mais susceptíveis à infeção por este parasita.
<i>Enterococcus</i>	Propaga-se por contacto direto (pessoa para pessoa) ou por ingestão de água de água contaminada com poluição de origem fecal humana ou animal. Encontram-se geralmente no sistema digestivo humano e de outros animais. Podem apresentar resistência quer intrínseca quer adquirida a vários antibióticos.	As espécies mais prevalentes em casos clínicos são a <i>E. faecalis</i> e a <i>E. faecium</i> . Em caso de infeção causam, por vezes, doenças no trato urinário. Podem ser responsáveis por bacteriemia e endocardite.
<i>Legionella</i>	A transmissão ocorre pela inalação de aerossóis contaminados. Nos complexos de piscinas a infeção pode ocorrer sobretudo nos jacúzis e nos chuveiros onde a temperatura da água é favorável à sua multiplicação. A limpeza mecânica das superfícies, preferencialmente, com desinfetante e choques térmicos na rede de água quente sanitária (temperatura entre 65 e 70 °C) são formas eficazes de a controlar.	É responsável pela legionelose ou doença do legionário, forma incomum de pneumonia, e pela febre de Pontiac, não pneumónica. A doença do legionário é mais comum nos homens com mais de 50 anos e a sua mortalidade, em casos não tratados, pode ser superior a 10%. A febre de Pontiac tem sintomas semelhantes ao de uma constipação e, em princípio, não é fatal.

Tabela 1.3 (cont.) – Bactérias em piscinas e os seus efeitos na saúde.

<i>Leptospira interrogans</i>	A transmissão de pessoa para pessoa é muito rara. Comparativamente com outros patogénicos, as leptospiros têm pouca resistência a desinfetantes. As leptospiros patogénicas habitam no fígado e transmitem-se por contacto direto com a urina dos animais infetados (que incluem ratos, vacas e porcos) ou pela água contaminada com o mesmo tipo de urina. A contaminação humana pode ser feita através de cortes e feridas ou através das mucosas da boca, nariz e olhos.	É responsável pela leptospirose cujos sintomas são febre elevada, fortes dores de cabeça, dores abdominais, vermelhidão dos olhos, calafrios, hemorragias na pele e nas mucosas, vómitos e diarreia. Nos casos mais graves e não tratados pode levar ao colapso das funções do fígado e renais e ser fatal.
<i>Micobacterium</i>	Há poucas evidências de infeções pessoa para pessoa. Fatores de predisposição como cicatrizes de operações cirúrgicas e medicamentos imunossupressores podem ajudar à infeção. Das mais de 70 espécies conhecidas pelo menos 30 são patogénicas e destas, 16 foram associadas à água que mesmo tratada é o seu principal veículo de transmissão. Pode persistir também nas superfícies e materiais que rodeiam a piscina.	Esta bactéria é bastante resistente à desinfecção e está associada a doenças infeto-contagiosas respiratórias clássicas como a tuberculose. Pode causar outras infeções, nomeadamente, nos ossos, nos nódulos linfáticos, na pele e nos tecidos moles.
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	A contaminação das piscinas por esta bactéria deve-se, principalmente, a utilizadores infetados, no entanto o ambiente envolvente também pode ser uma fonte de contaminação. As condições de humidade e temperatura elevadas das superfícies dos cais são ideais para o desenvolvimento de <i>Pseudomonas</i> , especialmente no lava-pés. Os tanques de hidromassagem são particularmente perigosos. Têm tendência para se acumular em biofilmes nos filtros, em tubos e noutras superfícies de piscinas cuja água seja tratada deficientemente e com baixas velocidades de escoamento. A transmissão para o homem faz-se por contacto direto.	A <i>P. aeruginosa</i> provoca infeções da pele, tais como dermatite e foliculite, mas a principal doença associada a esta bactéria é a otite externa. Menos provada é a sua associação aos casos de pneumonites. Em tanques de hidromassagem a <i>P. aeruginosa</i> está ligada a infeções do trato urinário, do trato respiratório, de feridas e da córnea.
<i>Salmonella</i>	Este género possui várias espécies patogénicas para o homem, em especial a <i>S. typhi</i> e a <i>S. paratyphi</i> . A sua propagação efetua-se através das fezes do homem e de outros animais, incluindo aves e répteis. A água contaminada, sobretudo de poços abertos, também pode ser o meio de propagação. Raramente ocorre em sistemas de distribuição de água. Os humanos podem transportar a bactéria por longos períodos de tempo (portadores crónicos) e transmiti-la a outras pessoas quer por contacto direto quer por contaminação da água. É pouco resistente à desinfecção por cloro.	Provoca uma infeção chamada salmonelose cujos sintomas são diarreia, febre, alergias, astenia, cefaleia e dores abdominais de 12 a 36 horas após a contaminação e perduram durante alguns dias. Em alguns casos pode ter efeitos mais prolongados e perigosos. A <i>S. typhi</i> e a <i>S. paratyphi</i> podem causar febre tifóide e paratifóide, respetivamente. Após um período de incubação de 1 a 2 semanas os sintomas são infeções intestinais e do sistema circulatório que se traduzem em febres altas, dores de cabeça, diarreia, tosse e aumento de volume do baço. A infeção por <i>S. typhi</i> é a mais perigosa e pode resultar em hemorragias e na perfuração do intestino e infetar vários órgãos através da circulação sanguínea. Se não tratada tem uma taxa de mortalidade de 10%.

Tabela 1.3 (cont.) – Bactérias em piscinas e os seus efeitos na saúde.

<i>Shigella</i>	Esta bactéria habita o sistema digestivo dos primatas superiores sendo estes as únicas fontes de infeção. A sua transmissão ocorre via oral-fecal, quer por contacto direto quer através da ingestão de água (incluindo a de piscinas) e alimentos contaminados.	Esta bactéria causa uma infeção designada shigellose. O seu quadro clínico pode variar entre sintomas suaves (diarreia) e sintomas mais graves como febres altas, perfuração do intestino, disenteria e colapso da função do fígado. O período de incubação dura 1 a 3 dias e os sintomas desaparecem ao fim de 5 a 7 dias. Nos países pouco desenvolvidos é uma das principais causas de mortalidade infantil.
<i>Staphylococcus</i>	São 3 as espécies, sanitariamente, relevantes deste género: <i>S. aureus</i> , <i>S. epidermis</i> e <i>S. saprophyticus</i> , sendo o primeiro (produtor de coagulase) o mais perigoso para a saúde. Estão presentes de forma regular na água das piscinas. A fonte de contaminação em piscinas é microflora da pele, ouvido e nariz dos utilizadores. Estas bactérias abrigam-se no filme superficial da água do tanque. A transmissão faz-se por contacto direto. São bastante resistentes aos desinfetantes.	A presença de <i>Staphylococcus</i> em piscinas pode resultar em infeções na pele e em feridas, no trato urinário, nos olhos, e também otite externa, rinofaringites e anginas. Estas implicações podem ocorrer só após 48 horas do contacto com a bactéria.
<i>Streptococcus</i>	Encontram-se na pele, na garganta e no nariz de muitas pessoas saudáveis. Transmite-se de pessoa para pessoa através da saliva e do contacto físico direto com feridas ou lesões na pele.	As infeções mais leves incluem a faringite e lesões da pele. Nos casos mais severos causa escarlatina, otite média, problemas renais e febre reumática. Podem dar origem a infeções invasivas.
<i>Vibrio cholerae</i>	Transmite-se através da água e de alimentos contaminados com matéria fecal de pessoas infetadas. Fracas condições de saneamento contribuem para a sua transmissão.	Várias estirpes causam diarreia, mas apenas as O1 e O139 causam os sintomas clássicos de cólera (diarreia fulminante e líquida, náuseas e vômitos). Pode levar à desidratação e à morte. Historicamente é a pandemia mais importante. Ainda ocorrem surtos nos países menos desenvolvidos. Como os vibriões não resistem ao suco gástrico é necessário que a vítima ingira cerca de 100 milhões destas bactérias para haver contaminação.
<i>Yersinia</i>	Alguns animais domésticos e selvagens (suínos, roedores e outros pequenos animais) são os principais portadores das espécies patogénicas desta bactéria. A contaminação ocorre sobretudo a partir de alimentos mal cozinhados e da água. Pode haver transmissão de pessoa para pessoa ou de animal para pessoa. Está presente em esgotos e em águas superficiais poluídas.	As espécies <i>Y. pestis</i> , <i>Y. pseudotuberculosis</i> e alguns serotipos de <i>Y. enterocolitica</i> são patogénicas para o homem. Após incubação de 3 a 7 dias o quadro clínico inclui diarreia e dores abdominais por vezes mal diagnosticadas com apendicite. As crianças e adolescentes são mais suscetíveis.

Tabela 1.4 – Protozoários em piscinas e os seus efeitos na saúde. Fontes: Pond (2005), WHO (2006), WHO (2011), Beleza *et al.* (2007), Hlavsa *et al.* (2011) CDC (2012), ECDC (2013), Waterborne pathogens (2011).

Microrganismo	Condições de transmissão	Efeitos na saúde
<i>Acanthamoeba</i>	São amibas livres que se podem encontrar no solo, em poeiras e em águas naturais. Este género engloba cerca de 20 espécies das quais 3 (<i>A. castellanii</i> , <i>A. polyphaga</i> e <i>A. culbertsoni</i>) são patogénicas para os humanos. A transmissão em piscinas é pouco provável. Apesar de os seus cistos serem resistentes a extremos de temperatura (-20 até 56 °C) e à desinfecção, eles ficam retidos na filtração. Transmite-se pela ingestão de água contaminada.	Entrando através de cortes na pele, de feridas, dos olhos ou por inalação para os pulmões pode causar infeções na córnea, na pele e no sistema nervoso central. Em casos extremos provoca encefalite.
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Este parasita habita os intestinos humanos e de outros animais e propaga-se em águas de consumo e de recreio através de contaminação fecal. Quando está fora do hospedeiro apresenta-se na forma de cisto de capa espessa altamente resistente à desinfecção por cloro. Os surtos causados pelo género <i>Cryptosporidium</i> são, atualmente os mais relevantes em águas tratadas de piscinas nos EUA, sendo a espécie <i>C. parvum</i> a principal responsável. A sua transmissão ocorre pela ingestão de água contaminada.	A criptosporidíase é uma enfermidade diarreica cujos sintomas são náuseas, vómitos, perda de apetite, febre e dores de cabeça que surgem 2 a 10 dias após a contaminação e podem persistir mais de 2 semanas.
<i>Entamoeba histolytica</i>	O principal hospedeiro é o homem e a água contaminada com matéria fecal é o mais comum meio de propagação. A sua transmissão é feita através da ingestão dos seus cistos que são extremamente resistentes ao cloro.	Provoca amebíase, uma gastroenterite cujos sintomas vão desde a diarreia suave à disenteria sangrenta e fulminante. Pode ocorrer como complicação a formação de abscesso no fígado.
<i>Giardia lamblia</i>	Este parasita habita no intestino do homem e de outros animais. A sua propagação é feita através da contaminação com matéria fecal em alimentos e superfícies, mas sobretudo da água (de consumo e de piscinas). Na forma de cisto é muito resistente a condições ambientais agressivas durante longos períodos, inclusive ao cloro nas doses usadas em piscinas.	Esta bactéria causa giardíase cujos sintomas são diarreia, regurgitação, dores estomacais, perda de peso e desidratação. Estes sintomas surgem após 1 a 2 semanas de infeção e podem persistir durante 2 a 6 semanas.
<i>Naegleria fowleri</i>	É uma amiba livre presente nas águas de superfície, nos circuitos de arrefecimento, em fontes geotérmicas e por vezes em piscinas. Prefere as águas mornas (até 46 °C) onde as contaminações são mais frequentes. A amiba entra pelo nariz e encaminha-se para o cérebro e espinal medula. Piscinas com boas condições de desinfecção não transmitem este microrganismo.	Provoca meningoencefalites de tratamento difícil, geralmente fatais em crianças. Os sintomas de infeção são dores de cabeça, febre, náuseas e vómitos, perdas de equilíbrio, entre outros. A infeção não é contagiosa.
<i>Plasmodium</i>	Este parasita está associado à presença de larvas de mosquito na água das piscinas, vetores de <i>Plasmodium</i> . A utilização sazonal de piscinas em climas tropicais pode levar ao seu desenvolvimento na estação chuvosa quando a água da chuva acumulada no tanque não é retirada e o tanque tratado com larvicida.	A principal doença associada a este parasita é a malária, transmitida através de mosquitos. Seus sintomas são febre, calafrios e outros semelhantes à gripe. Se não for tratada pode desenvolver complicações severas e ser fatal. Em 2010 estimaram-se 219 milhões de casos de malária, e 660 000 pessoas morreram, a maioria (91%) no continente africano.

Tabela 1.5 – Fungos em piscinas e os seus efeitos na saúde. Fontes: Beleza *et al.* (2007), CDC (2012), ECDC (2013), Viegas *et al.* (2009).

Microrganismo	Condições de transmissão	Efeitos na saúde
<i>Candida albicans</i>	Das mais de 20 espécies do género <i>Candida</i> que são patogénicas a mais relevante é a <i>C. albicans</i> . São leveduras que normalmente vivem na pele e nas membranas mucosas sem causar infeção, mas desenvolvem-se muito quando a eficácia do sistema imunitário do hospedeiro está diminuída. Encontra-se também na boca, trato intestinal e vagina. A sua transmissão ocorre através do contacto com secreções de pessoas contaminadas.	Provoca a candidíase que pode ser uma infeção da pele, boca ou garganta ou na vagina. Pode ser invasiva e espalhar-se pelo organismo.
<i>Trichophyton rubrum</i> e <i>Epidermophyton floccosum</i>	São fungos que podem ser transmitidos por contacto direto entre pessoas ou, caso mais vulgar em piscinas por contacto com superfícies com pedaços de pele contaminados (balneário, cais). A única fonte de infeção são utilizadores contaminados por isso pessoas com pé de atleta e infeções fúngicas da pele semelhantes não devem frequentar piscinas de uso público.	O <i>E. floccosum</i> e várias espécies do género <i>Trichophyton</i> causam infeções fúngicas no couro cabeludo, unhas e pele. A <i>Tinea pedis</i> ou pé de atleta é uma infeção da pele do pé, geralmente na área entre os dedos. Os seus sintomas são maceração, fissuração e descamação da pele, com comichão intensa.

1.3.3. Vigilância de surtos e de doenças de contaminação microbiológica

Hlasva *et al.* (2011) no último relatório publicado sobre a vigilância de surtos de doenças com origem nas águas recreativas (*Waterborne Disease and Outbreak Surveillance System – WBDOS* – uma colaboração do *Centers for Disease Control and Prevention – CDC*, da *United States Environmental Protection Agency – USEPA* e do *Council of State and Territorial Epidemiologists*) relativo ao período de janeiro de 2007 a dezembro de 2008, reportaram 134 surtos associados a águas recreativas (tratadas, *e.g.* piscinas; não tratadas; *e.g.* lagos) em 38 estados norte americanos e Porto Rico. Estes surtos resultaram em 13 966 casos individuais de infeção, correspondendo cada surto em média a 11 indivíduos infetados. A grande maioria dos surtos analisados ocorreu em águas tratadas (86,6%) e causaram principalmente doenças gastrointestinais agudas (81 dos 134 dos surtos, 60,4% – 12 477 dos casos de infeção, 89,35%). Para os dois tipos de água, a origem dos surtos estudados foi sobretudo parasítica – protozoários (50,7%). A via de entrada mais significativa foi através da ingestão de água contaminada (60,4%).

A figura 1.2 relaciona a etiologia dos surtos de infeção identificados naquele período de tempo com as suas principais doenças associadas e vias de entrada.

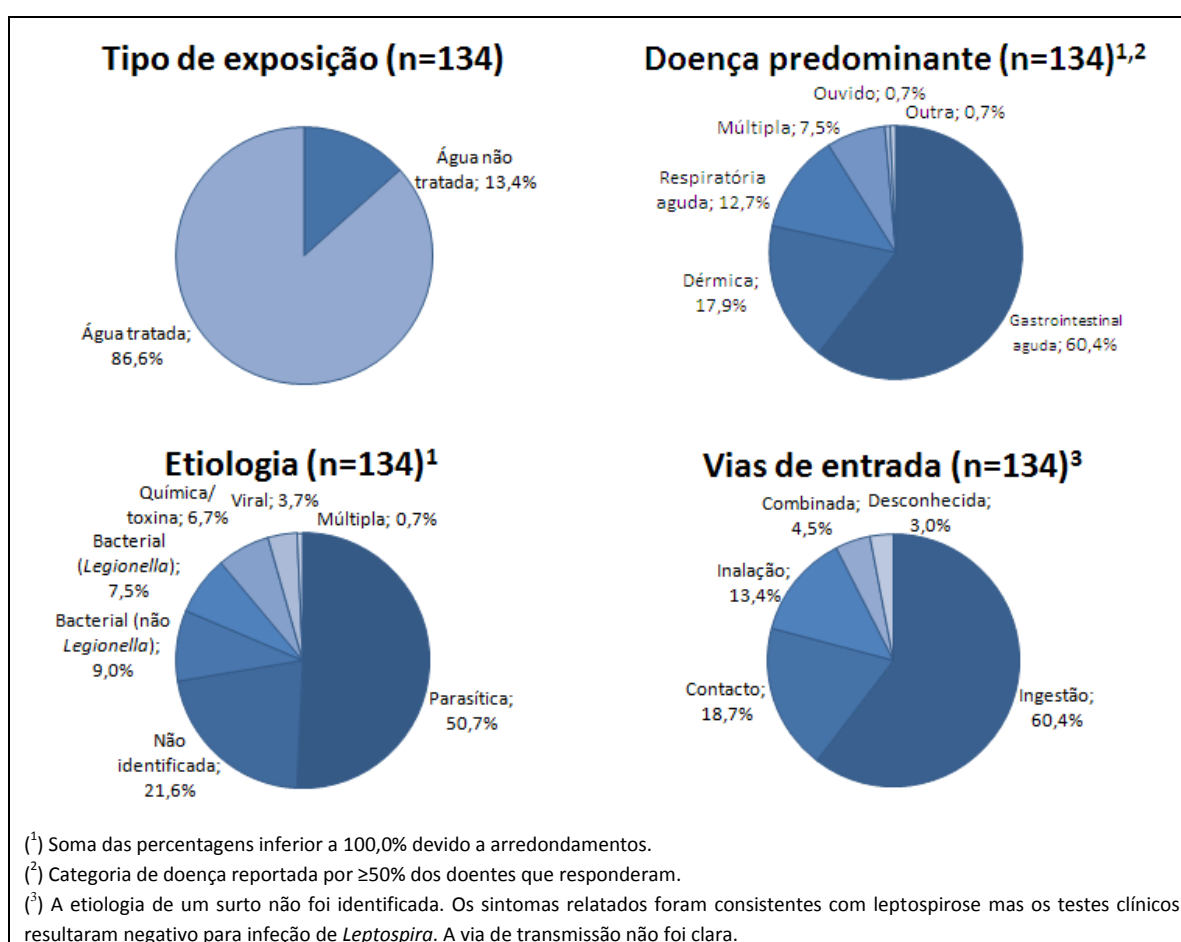


Figura 1.2. - Surtos associados a águas recreativas (tratadas e não tratadas) por doenças predominantes, etiologia e vias de entrada, nos EUA em 2007-2008 (Fonte: Hlasva *et al.*, 2011).

As infeções mais significativas em piscinas são doenças gastrointestinais agudas, doenças respiratórias agudas e doenças cutâneo-mucosas, conjuntivites, otites e meningoencefalites. As

vias de exposição são a ingestão de água contaminada, contacto dérmico e inalação de aerossóis (Beleza *et al.*, 2007; Hlasva *et al.*, 2011).

Como mostram os dados da figura 1.3 as doenças gastrointestinais agudas foram transmitidas, no caso da água não tratada através de vários agentes infecciosos distribuídos por percentagens relativamente semelhantes. Para as águas recreativas sujeitas a tratamento o principal agente responsável por aquele tipo de surto foi, no período de tempo entre 1999 e 2008, o *Cryptosporidium sp* (74,4%) (Hlasva *et al.*, 2011).

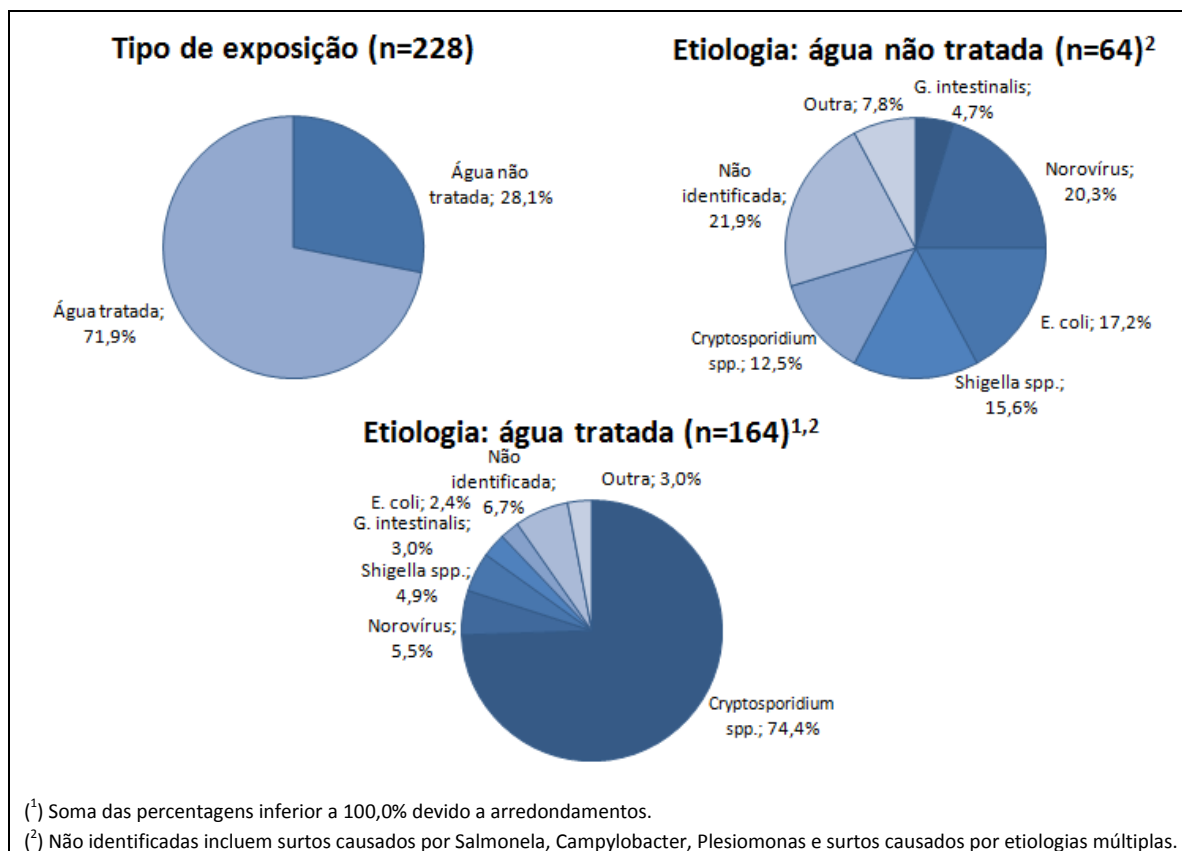


Figura 1.3. - Etiologia dos surtos de doenças gastrointestinais agudas associados a águas recreativas (tratadas e não tratadas) nos EUA em 1999-2008 (Fonte: Hlasva *et al.*, 2011).

1.3.4. Microrganismos indicadores

Tal como na monitorização da qualidade microbiológica da água de consumo humano, também a avaliação de potenciais perigos microbiológicos na água de piscinas faz-se, geralmente, usando microrganismos indicadores ao invés de organismos específicos. Certos microrganismos são tecnicamente muito difíceis de isolar nas águas. Por exemplo a pesquisa de vírus em águas não é prática comum e pode, em muitos casos, ser substituída pela procura de indicadores bacterianos, cuja presença levanta suspeita, quanto à presença não só de vírus, como também de outros microrganismos patogénicos. Esses indicadores têm a vantagem de ser determinados com maior facilidade, embora não se possa, da sua presença, concluir que existem sempre, e sem a menor dúvida, organismos patogénicos (Mendes & Oliveira, 2004) tal como da sua

ausência não se pode inferir a inexistência de patogénicos, alguns deles são mais resistentes ao tratamento que os indicadores e não existem organismos indicadores perfeitos (WHO, 2006).

Na tabela 1.6 estão os critérios da OMS para a seleção de microrganismos indicadores em piscinas.

Tabela 1.6 – Critérios para seleção de organismos indicadores em piscinas (Fonte: WHO, 2006).

Critérios de seleção de organismos indicadores e a sua aplicação em piscinas e ambientes similares	
•	O indicador deve estar ausente de ambientes não contaminados e presente quando a fonte de microrganismos patogénicos em causa está presente (<i>e.g.</i> matéria fecal).
•	O indicador não se deve multiplicar no ambiente.
•	O indicador deve responder às condições naturais ambientais e aos processos de tratamento da mesma forma que o patogénico em causa.
•	O indicador de ser fácil de isolar, identificar e enumerar.
•	Os testes de indicadores devem ser pouco dispendiosos permitindo, se for apropriado, testar numerosas amostras.

1.3.5. Avaliação da qualidade microbiológica das águas de piscinas de utilização colectiva

Para a Região de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, a ARSLVT (2005) adaptou os indicadores microbiológicos e os valores paramétricos referidos no D.R. nº 5/97. Esses microrganismos e respetivos valores paramétricos estão descritos na tabela 1.7. Deve-se acrescentar que o PVS (Programa de Vigilância Sanitária) da ARSLVT para piscinas está a ser atualizado.

Tabela 1.7 - Parâmetros microbiológicos em águas de piscina (adaptado de ARSLVT, 2005).

Parâmetros	Expressão de resultados	VMR	VMA	Método analítico
Microrganismos totais a 37°C Às 48h para piscinas de utilização colectiva Às 24h para piscinas de estabelecimentos turísticos	UFC/ 1 ml	100	-	ISO 6222:1999
Coliformes totais	UFC/ 100 ml	0	10	Colilert
<i>E. coli</i>	UFC/ 100 ml	-	0	Colilert
Enterococos fecais	UFC/ 100 ml	-	0	Enterolert - E
Estafilococos produtores de coagulase	UFC/ 100 ml	-	0	NP 4343:1998
Total de estafilococos	UFC/ 100 ml	20	-	NP 4343:1998
<i>P. aeruginosa</i>	UFC/ 100 ml	-	0	ISO 12780

A avaliação pontual da amostra é feita de acordo os seguintes critérios (ARSLVT, 2005):

- **Qualidade Própria** - Se nenhum dos parâmetros microbiológicos ultrapassar os Valores Máximos Admissíveis (VMA) referido na tabela 1.7;
- **Qualidade Sob Vigilância Reforçada** - Se algum dos parâmetros microbiológicos ultrapassar os Valores Máximos Recomendados (VMR) referido na tabela 1.7 mais de uma vez seguida;
- **Qualidade Imprópria** - Se algum dos parâmetros microbiológicos ultrapassar os VMA referido na tabela 1.7.

De acordo com o D.R. nº 5/97 as análises físico-químicas e bacteriológicas serão feitas duas vezes por mês, com um mínimo de 10 dias de intervalo, por recurso a laboratórios oficiais ou acreditados, devendo a entidade exploradora indicar os produtos utilizados no tratamento da água. A tabela 1.8 compara legislação e normas de qualidade microbiológica em águas de piscinas em Portugal (D.R. nº 5/97), Alemanha (DIN 19643), Grã-Bretanha (BSI PAS 39:2003) e França (Règlement Sanitaire Départemental du Gard. Arrêté nº 2010362-0008/2010).

Tabela 1.8 - Comparação dos parâmetros de qualidade microbiológica e de desinfecção em águas de piscinas de utilização coletiva das normas alemãs, inglesas, francesas e do D.R nº 5/97 português.

Parâmetro	D.R. nº 5/97		DIN 19643 / 1997 ⁽²⁾	BSI PAS 39:2003 ⁽³⁾	Règlement Sanitaire Départemental du Gard 2010 ⁽⁴⁾
	Valores recomendados	Valores limite			
Coliformes totais (UFC)	0/100 mL	10/100 mL	-	≤10/100 mL	<10/100 mL
Enterococos fecais (UFC)	-	0/100 mL	-	-	-
<i>E. coli</i> (UFC)	-	0/100 mL	n.d./100 mL	n.d./100mL	0/100 mL
<i>P. aeruginosa</i> (UFC)	-	0/100 mL	n.d./100 mL	n.d./100 mL	<1/100 mL
<i>Legionella</i> spp. (UFC)	-	-	n.d./1 mL	n.d./100 mL	
Estafilococos produtores de coagulase (UFC)	0/100 mL	0/100 mL em 90% das amostras	-	-	0/100 mL -
Estafilococos totais (UFC)	<20/100 mL	⁽¹⁾	-	-	-
Microorganismos totais a 36±1 °C (UFC)	<100/mL às 24 horas	⁽¹⁾	100/mL	<10/mL	<100/mL
Cloro residual livre (mg/L)	-	0,5 – 2 com pH de 7 a 7,4; 1 – 2 com pH de 7,4 a 8	0,3 – 0,6	0,5 – 3	0,4 – 1,4
Cloro residual combinado (mg/L)	-	0,6	0,2	0,25 – 1	0,6
Bromo (mg/L)	1	0,8 – 2	-	-	1 – 2

n.d. não detetável.

¹ Poder-se-á ultrapassar o valor recomendado uma vez por época de abertura ao público.

² in Erdinger *et al.* (2005).

³ in Papadopoulou *et al.* (2007).

⁴ Règlement Sanitaire Départemental du Gard. Arrêté nº 2010362-0008 du 28 décembre 2010.

1.3.6. Riscos químicos

Nas piscinas cobertas modernas a interação entre a água e o ar é fundamental para o conforto que a instalação oferece aos seus utilizadores. O diagrama da figura 1.4 mostra a renovação do ar e da água. As entradas no complexo (ar, água, utilizadores e produtos químicos) contribuem

para a contaminação da água e do ar da piscina. As saídas (de ar e de água) têm um efeito de descontaminação (Beleza *et al*, 2007).

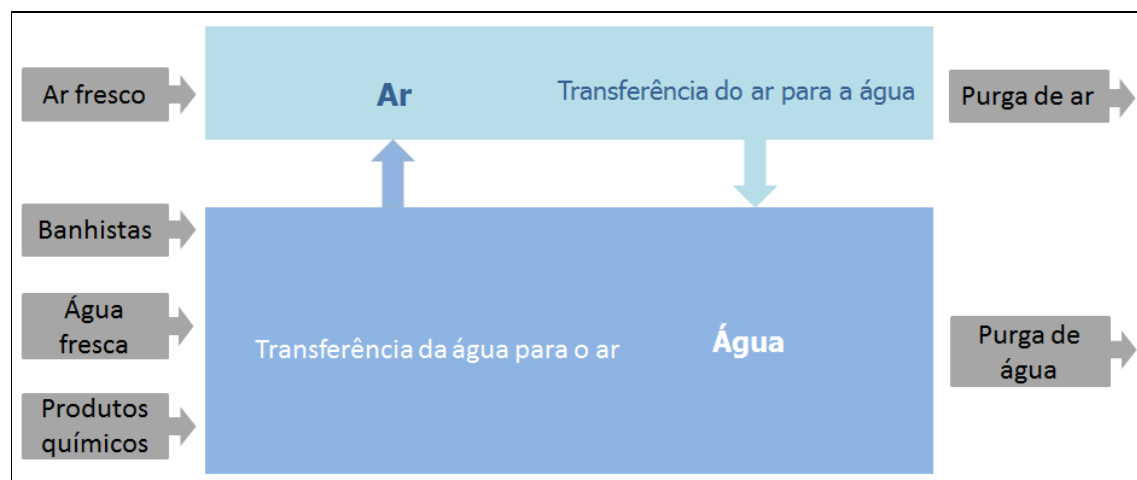


Figura 1.6 - Fluxo de contaminantes numa piscina coberta (adaptado de Beleza *et al*, 2007).

1.3.7. Água de compensação

De acordo com o D.R. nº 5/97 a água de alimentação dos tanques tem de ser potável, devendo ser proveniente de uma rede pública de abastecimento, ou caso não seja possível, deve obter-se autorização emitida pelos organismos de tutela da saúde e da gestão dos recursos hídricos (*e.g.* proveniente de um furo). Mas, na realidade, também existem piscinas com água do mar e outras cuja água, desinfetada através de cloro produzido por eletrólise de cloreto de sódio, é salobra.

Qualquer das fontes da água de alimentação da piscina contém produtos químicos, alguns dos quais podem ser importantes no que respeita à segurança dos utilizadores das piscinas. A água da rede pública de abastecimento pode conter: precursores de subprodutos de desinfecção (*e.g.* ácidos húmicos), subprodutos de desinfecção do tratamento de desinfecção anterior, e diversas substâncias inorgânicas dissolvidas. A água do mar contém concentrações elevadas de brometo, entre outros contaminantes. No caso da água subterrânea esta pode, em algumas circunstâncias, conter radão (WHO, 2006).

1.3.8. Utilizadores

O suor e a urina excretados pelos utilizadores juntamente com as outras excreções corporais, sujidade e produtos de cosmética são uma importante fonte de contribuição química nas águas de piscinas. Admite-se que a matéria orgânica transferida de um banhista para a água é equivalente a uma oxidabilidade ao permanganato de 4 g O_2 /L (Beleza *et al.*, 2007). Os compostos de azoto introduzidos pelos utilizadores, especialmente a amónia (NH_3), reagem com o agente desinfetante livre e produzem uma grande variedade de subprodutos da desinfecção (Pedroso, 2009). Estima-se que o suor contenha cerca de 1 g/L de compostos azotados e a urina cerca de 12 g/L. A tabela 1.9 mostra a contribuição da urina e da transpiração na presença de

compostos azotados na água. Para produtos químicos como cosméticos, protetores solares, resíduos de sabão e outros, ainda não existe informação disponível (WHO, 2006).

Tabela 1.9 - Concentração e percentagem do total de azoto na transpiração e na urina (Adaptado de WHO, 2006).

Compostos azotados	Transpiração		Urina	
	Concentração média (mg/L)	% do azoto total	Concentração média (mg/L)	% do azoto total
Ureia	680	68	10240	84
Amónia	180	18	560	5
Aminoácidos	45	5	280	2
Creatinina	7	1	640	5
Outros	80	8	500	4
Total de azoto	992	100	12220	100

1.3.9. Produtos químicos no tratamento da água de piscinas

Numa piscina usam-se produtos químicos para a clarificação da água (*e.g.* sulfato de alumínio), para desinfeção da água (*e.g.* cloro e seus derivados), para correcção do seu *pH* (*e.g.* ácido clorídrico e carbonato de sódio), para a eliminação de algas, diversos produtos de limpeza e desinfeção das instalações (*e.g.* balneários, cais) e outros de manutenção (*e.g.* óleos e tintas). Alguns destes produtos interferem na qualidade da água e outros também afetam a qualidade do ar. Todos estes produtos químicos são contaminantes e devem ser usados com critério, apenas quando necessário e na dose certa. Por exemplo só se clarifica a água quando necessário, corrige-se o *pH* apenas quando estiver fora do intervalo recomendado e aplica-se um algicida para destruir ou inativar algas e não como prevenção do seu aparecimento (Beleza *et al.*, 2007).

Para além da utilização convencional, estes produtos químicos também podem libertar-se acidentalmente durante o processo de manipulação, de armazenamento ou devido a um funcionamento deficiente dos equipamentos (Pedroso, 2009).

1.3.10. Subprodutos de desinfeção

Devido à contaminação da água da piscina, o uso de desinfetantes químicos leva à formação de subprodutos ou produtos secundários. Os desinfetantes químicos halogenados, sobretudo à base de cloro e de bromo (e iodo) ao reagirem com certas substâncias, orgânicas ou inorgânicas, presentes na água, denominadas precursores, originam um vasto número de subprodutos de desinfeção, dos quais os principais são os ácidos haloacéticos, cloraminas, bromaminas e trihalometanos (WHO, 2006). Estes compostos podem permanecer na água ou, no caso de tanques cobertos, serem transferidos para o ar interior. Vários autores referem que alguns destes compostos têm efeitos nocivos na saúde, quer dos utilizadores quer dos funcionários de piscinas.

Estudos recentes identificaram novos subprodutos de desinfeção, incluindo muitas classes de compostos azotados como haloamidos, halonitrilos, haloanilinos e outros que, tipicamente, não

se encontraram na água de consumo (Richardson, 2010), nitrosaminas (Kogevinas *et al.*, 2010) e o ácido 5,5,5-tricloro-4-oxopentanóico (Zwiener *et al.*, 2007) sobre os quais não existe informação concreta se, individualmente ou combinados, afetam negativamente o conforto e a saúde humana (Feyen & Appel, 2011).

Na tabela 1.10 estão indicados os principais subprodutos associados aos desinfetantes mais comuns em piscinas de acordo com a OMS (2006).

Tabela 1.10 - Subprodutos associados aos desinfetantes vulgarmente utilizados (Fonte: WHO, 2006).

Desinfetante	Subprodutos de desinfecção
Cloro/ Hipoclorito	Trihalometanos (THM), principalmente clorofórmio Ácidos haloacéticos (AHA) Haloacetonitrilos Haloacetonas Hidrato de cloral (tricloroacetaldeído) Cloropicrina Cloreto de cianogéneo Clorato Cloraminas
Ozono	Bromato Aldeídos Cetonas Cetoácidos Ácidos carboxílicos Bromofórmio Ácidos acéticos bromados
Dióxido de cloro	Cloritos Cloratos
Bromo/hipoclorito BCDMH	Trihalometanos, principalmente bromofórmio Bromato Hidrato de bromo Bromoaminas

1.3.11. Vigilância de surtos e de doenças de origem em produtos químicos de piscinas

De acordo com o *Waterborne Disease and Outbreak Surveillance System* – WBDOS, em 2007 – 2008, os surtos com origem em produtos químicos ou toxinas (9 surtos – 8,6% do total) resultaram em 747 casos clínicos. As suas causas foram exposição ao tricloreto de azoto, a endotoxinas, a cloro gás libertado devido a mistura accidental de ácido clorídrico e hipoclorito de sódio, excesso de cloro devido a mau funcionamento dos doseadores, excesso de ácido clorídrico durante a lavagem do filtro e a uma toxina libertada por uma alga (*Karenia brevis*) (Hlasva *et al.*, 2011).

De acordo com o *Hazardous Substance Emergency Events Surveillance System* – HSEESS da responsabilidade da *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* – ATSDR durante o período 2007 – 2008, um total de 12 departamentos de saúde de estados norte americanos reportaram 92 eventos de saúde relacionados com substâncias perigosas em instalações aquáticas. Estes 92 eventos resultaram em 231 indivíduos lesionados, dos quais mais de metade (140 indivíduos) necessitaram de tratamento hospitalar. Os seus sintomas/lesões estão referidos na tabela 1.11. Não ocorreram casos fatais. A maioria dos eventos, incluindo os que resultaram em pessoas lesionadas, ocorreu em zonas residenciais, sendo a utilização de cloro, de ácidos e a mistura de substâncias os principais responsáveis (Hlavsa *et al.*, 2011).

Tabela 1.11 - Número e percentagem de lesões/sintomas atribuídos a eventos de saúde associados a produtos químicos de piscinas, em 12 estados norte-americanos¹, em 2007-2008 – HSEESS (Fonte: Hlavsa *et al.*, 2011).

Tipo	Número ²	Percentagem ³
Irritação respiratória	187	56,8%
Gastrointestinal	59	17,9%
Irritação ocular	32	9,7%
Falta de ar	20	6,1%
Tontura/sistema nervoso central	12	3,6%
Dor de cabeça/enxaqueca	9	2,7%
Irritação dérmica	6	1,8%
Queimadura	2	0,6%
Problema cardíaco	1	0,3%
Outro	1	0,3%
Total	329	99,8%

¹ Florida, Iowa, Louisiana, Minnesota, Carolina do Norte, Nova Jérsea, Nova Iorque, Oregon, texas, Utah e Wisconsin.

² O número total de lesões/sintomas é superior ao número total de vítimas pois as pessoas afetadas podem reportar mais que uma lesão/sintoma.

³ Soma das percentagens inferior a 100,0% devido a arredondamentos.

Como se vê na figura 1.5 o erro humano foi apontado como a principal causa em todos os eventos e nos eventos com indivíduos lesionados (Hlavsa *et al.*, 2011).

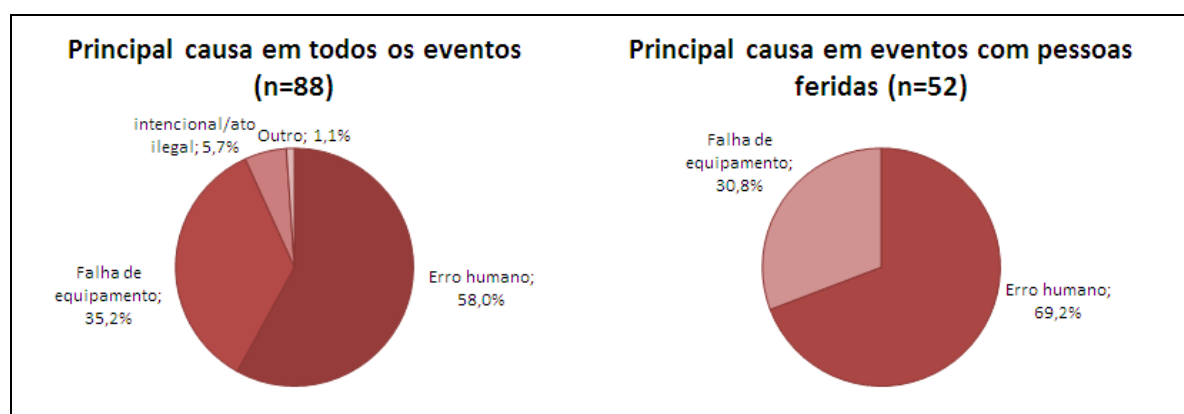


Figura 1.5 - Distribuição dos principais fatores reportados para eventos de saúde associados a produtos químicos de piscinas, em 12 estados norte-americanos¹, em 2007 - 2008 – HSEESS (Fonte: Hlavsa *et al.*, 2011). (¹) Florida, Iowa, Louisiana, Minnesota, Carolina do Norte, Nova Jérsea, Nova Iorque, Oregon, texas, Utah e Wisconsin.

De acordo com o *National Electronic Injury Surveillance System* (NIESS) da responsabilidade do *U.S. Consumer Product Safety Commission* (CPSC), entre 1999 e 2008, o número médio estimado de visitas a serviços de urgência devido a implicações de saúde associadas a produtos químicos de piscinas foi de 4 120 (em 2008 foram cerca de 4 574 pessoas). Os diagnósticos mais frequentes foram intoxicações, que incluem ingestão de compostos químicos de piscinas e a inalação dos seus vapores, emanções ou gases, e dermatites/conjuntivites. Mais de metade das implicações ocorreram em residências e quase três quartos ocorreram durante junho, julho ou agosto (Hlavsa *et al.*, 2011).

1.3.12. Avaliação da qualidade físico-química das águas de piscinas

Nas orientações do Programa de Vigilância Sanitária (PVS) da ARSLVT (2005) estão definidos os seguintes valores paramétricos para a qualidade físico-química da água em piscinas de utilização coletiva e em piscinas de estabelecimentos turísticos, indicados nas tabelas 1.12 e 1.13, respetivamente.

A avaliação pontual da amostra é feita com os seguintes critérios (ARSLVT, 2005):

- Qualidade Própria – Se nenhum dos parâmetros físico-químicos for inferior aos Valores Mínimos Admissíveis (VmA) ou ultrapassar os Valores Máximos Admissíveis (VMA) referidos na tabela 1.12;
- Qualidade Sob Vigilância Reforçada – Se algum dos parâmetros físico-químicos for inferior aos Valores Mínimos Recomendados (VmR) ou ultrapassar os Valores Máximos Recomendados (VMR) referidos na tabela 1.12;
- Qualidade Imprópria – Se algum dos parâmetros físico-químicos for inferior aos VmA ou ultrapassar os VMA referidos na tabela 1.12.

Tabela 1.12 - Parâmetros físico-químicos em águas de piscinas de utilização colectiva (Fonte: ARSLVT, 2005).

Parâmetros	Expressão de resultados	VmR - VMR	VmA - VMA	Método analítico
Cloro residual livre ^{1,4}	mg/L Cl_2	0,5 – 2 para pH 6,9 – 8,0	0,5 - 3	Colorimetria - DPD
Cloro residual combinado ^{2,4}	mg/L Cl_2	0,5	-	Colorimetria - DPD
Ácido isocianúrico ^{1,3}	mg/L $C_3H_3N_3O_3$	75	-	EAM
Bromo residual livre ⁴	mg/L Br_2	1 – 4	-	Colorimetria
Bromo residual combinado ⁴	mg/L Br_2	Em estudo	-	Colorimetria
Turvação	UNF	4		Turbidimetria
pH ⁴		-	6,5 – 9,5 Em função do desinfetante e do coagulante	Colorimetria – DPD (pH de campo)
Carbono Orgânico Total	mg/L C	Em estudo	-	-
Oxidabilidade ^{1,3} (em meio ácido)	mg/L O_2	Oxidabilidade da água de alimentação + 4	-	EAM - FCS
Cobre ³	mg/L Cu	2	-	EAM
Prata	mg/L Ag	Em estudo	-	-
Temperatura ^{1,4}	°C	28 ⁵ 30 ^{5,6}	-	Termometria
Cloretos	mg/L Cl^-	Em estudo	-	EAM - FCS
Brometos	mg/L Br^-	Em estudo	-	EAM
Trihalometanos	mg/L	Em estudo	-	-

¹ Referência: Diretiva CNQ 23/93.

² Referência: WHO Guidelines for Recreational-Water Environments. Volume 2: Swimming pools, spas and recreational-water environments (draft), 2000.

³ Referência: Decreto Regulamentar nº 5/97 de 31 de março.

⁴ Determinação efetuada no local de colheita.

⁵ Valor para piscinas cobertas.

⁶ Aplica-se a tanques utilizados exclusivamente por idosos ou bebés.

Tabela 1.13 – Parâmetros físico-químicos em águas de piscinas de estabelecimentos turísticos (ARSLVT, 2005).

Parâmetros	Expressão de resultados	VMR	VmA - VMA
Cloro residual livre	mg/L Cl ₂	-	0,5 – 1,2 para pH 7 – 7,4 1 – 2 para pH 7,4 – 8
Cloro residual total	mg/L Cl ₂	-	Cloro residual livre + 0,6
Ácido isocianúrico	mg/L C ₃ H ₃ N ₃ O ₃	-	75
Bromo residual livre	mg/L Br ₂	1	0,8 a 1,2
Turvação	UNF	-	6
pH	-	7,4 a 7,6	7 a 8
Oxidabilidade (em meio ácido)	mg/L O ₂	-	Oxidabilidade da água de alimentação + 4
Cobre	mg/L Cu	-	2
Prata	mg/L Ag	0,1	10
Temperatura	°C	-	24 a 30 para piscinas aquecidas
Condutividade		< 900	1700
Amoníaco	mg/L NH ₃	0,5	< 1,5
Ácido isocianúrico	mg/L C ₃ H ₃ N ₃ O ₃	-	75
Ozono	mg/L O ₃	0	< 0,01
Outros desinfetantes	-	-	A fixar pela autoridade de saúde

Quanto aos parâmetros para os quais apenas estão definidos Valores Máximos Recomendados (VMR), no estado atual do conhecimento, não se justifica a conclusão de qualidade imprópria pela sua ultrapassagem. No entanto, relativamente ao parâmetro cloretos, a Área Funcional de Engenharia Sanitária deve fazer a sua interpretação com base no conhecimento do parâmetro cloreto na água de abastecimento ao tanque (ARSLVT, 2005).

1.4. Influência da temperatura na água

A Diretiva CNQ nº 23/93 atribui intervalos de temperatura de acordo com o tipo de piscina, por exemplo, tanques desportivos, em geral: 24 a 26°C e tanques infantis ou chapinheiros: 28 a 30°C. O D.R. nº 5/97 atribui à temperatura da água um valor limite menor que 24 a 30°C para piscinas aquecidas. O Manual de Boas Práticas de Medicina Física e de Reabilitação, publicado em Diário da República pelo Aviso nº 9448/2002 (2ª série) refere que a temperatura da água das piscinas terapêuticas deve ser de 30 a 36°C.

A definição do valor temperatura da água da piscina é função do tipo de uso dessa piscina e do conforto dos seus utilizadores. Tanques para crianças, piscinas terapêuticas e a generalidade dos tanques recreativos têm águas a temperaturas mais elevadas. Os tanques desportivos de competição adotam temperaturas mais baixas (Pedroso, 2009).

Segundo Pelzcar *et al.* (1980) (*in* Beleza *et al.*, 2007) o aumento da temperatura, quando usado em combinação com um agente desinfetante acelera a destruição de microrganismos. Por outro lado, uma elevada temperatura da água favorece a multiplicação microbiológica, aumenta velocidade de reação de formação de subprodutos de desinfecção e favorece a volatilização do desinfetante (aumentando o seu consumo) e dos subprodutos. Este favorecimento do transporte dos subprodutos e do desinfetante para a atmosfera torna-a mais agressiva para a saúde dos utilizadores mas sobretudo para os profissionais de piscinas. Além disso, maiores concentrações de desinfetante na atmosfera da piscina (especialmente cloro) potenciam os riscos de corrosão dos metais da instalação, situação que deteriora as condições de segurança estrutural da piscina (coberturas, pilares) (Beleza *et al.*, 2007).

1.5. Vias de exposição a compostos químicos

A entrada de um ou mais compostos químicos no organismo é um processo que envolve uma fase de contacto com a substância ou mistura (exposição), seguida da entrada propriamente dita dessa substância para o interior do organismo (atravessando fronteiras como a pele ou as mucosas). A exposição diz respeito ao contacto dos produtos químicos com as fronteiras do organismo humano (*e.g.* a pele, aberturas da pele como a boca, o nariz ou feridas) (Pedroso, 2009).

Existem três vias principais (e fronteiras associadas) de exposição a compostos químicos em piscinas e ambientes similares (WHO, 2006; Pedroso, 2009):

- Ingestão direta de água (trato gastro-intestinal);
- Inalação de solutos voláteis ou aerossóis (pulmões);
- Contacto dérmico e absorção pela pele.

Em qualquer destas vias verifica-se uma resistência à transferência dos produtos químicos, e para a maior parte deles, só ocorrem efeitos adversos na saúde se a concentração no organismo exceder um valor mínimo (válido apenas para efeitos não cancerígenos). O efeito de um produto químico na saúde pode ser diferente consoante a via de absorção (Pedroso, 2009).

1.5.1. Ingestão

A ingestão de água numa piscina poderá depender de vários fatores, entre os quais a idade, experiência e tipo de atividade. Não existem, por enquanto, estimativas baseadas em estudos sobre quantidade de água ingerida, com a exceção de Dufour *et al.* (2006). Nesse estudo, apesar do reduzido número de participantes (n=53), concluiu-se que em períodos de 45 minutos de prática de natação, as crianças (até 18 anos) ingeriram uma média de 37 mL (49 mL/h), ao passo que, os adultos ingeriram 16 mL de água em média (21 mL/h). Este estudo contribuiu para a definição do pior cenário de ingestão (100 mL para uma criança) para o cálculo da exposição por ingestão aos produtos químicos na água de piscinas (WHO, 2006).

1.5.2. Inalação

A exposição por inalação em piscinas está em grande medida associada a substâncias volatilizadas a partir da superfície da água, e também inclui a inalação de aerossóis (*e.g.* num tanque de hidromassagem ou em zonas da piscina com atividade intensa e muitos salpicos).

Os nadadores e os utilizadores de piscinas respiram, durante a sua atividade (desportiva ou profissional), o ar existente imediatamente acima da superfície da água bem como o ar interior na área de instalação do complexo desportivo. No caso de piscinas descobertas a concentração dessas substâncias no ar estará consideravelmente diluída. O volume de ar inalado é função da intensidade e da duração do esforço (WHO, 2006). De acordo com USEPA (2011) um indivíduo (masculino ou feminino) na faixa etária dos 21 até aos 31 anos, inala cerca de 1,5 m³/h em atividade física moderadamente intensa, e cerca de o dobro (3 m³/h) em atividades com alto nível de intensidade. Outros fatores que influenciam esta via de exposição são a concentração da substância química na água, propriedades de transferência de massa, concentração no ar e tempo passado na proximidade da piscina (Pedroso, 2009).

1.5.3. Contacto dérmico

A derme está extensivamente exposta a produtos químicos presentes na água da piscina. Alguns desses produtos podem ter impacto direto na pele, olhos e membranas mucosas, mas podem também atravessar a barreira cutânea e ser absorvidos pelo organismo (Pedroso, 2009). Raykar *et al.* em 1988 (*in* WHO, 2006) sugeriu duas vias para o transporte através da camada mais periférica da pele: uma para as substâncias lipofílicas e outra para as substâncias hidrofílicas. A exposição através da pele depende de um conjunto de fatores, tais como o período de contacto com a água, a temperatura da água, a concentração da substância química na água, a área superficial do corpo exposta e a permeabilidade da pele (Pedroso, 2009).

1.6. Vias de transmissão microbiológica

De acordo com a teoria de transmissão de doenças, são necessários três fatores para que ocorra um episódio de contaminação: fonte do patogénico; via de transmissão; e um hospedeiro suscetível. No caso das piscinas a principal via de transmissão é através da água (NSW Health, 2013).

A probabilidade de a exposição a um, ou mais, microrganismos patogénicos causar efeitos adversos na saúde pode ser avaliada a partir de modelos de dose-resposta. Vários estudos, usando, principalmente, voluntários adultos e saudáveis fornecem informação sobre modelos de dose-resposta. Outros subgrupos da população, como as crianças, os idosos ou pessoas com sistema imunitário comprometido são considerados mais sensíveis a doenças infecciosas (WHO, 2011).

No caso da contaminação microbiológica, as vias de entrada no organismo são as mesmas que as da exposição química (ingestão, inalação e contacto dérmico) (WHO, 2011). A figura 1.6 mostra as vias de infeção para vários microrganismos.

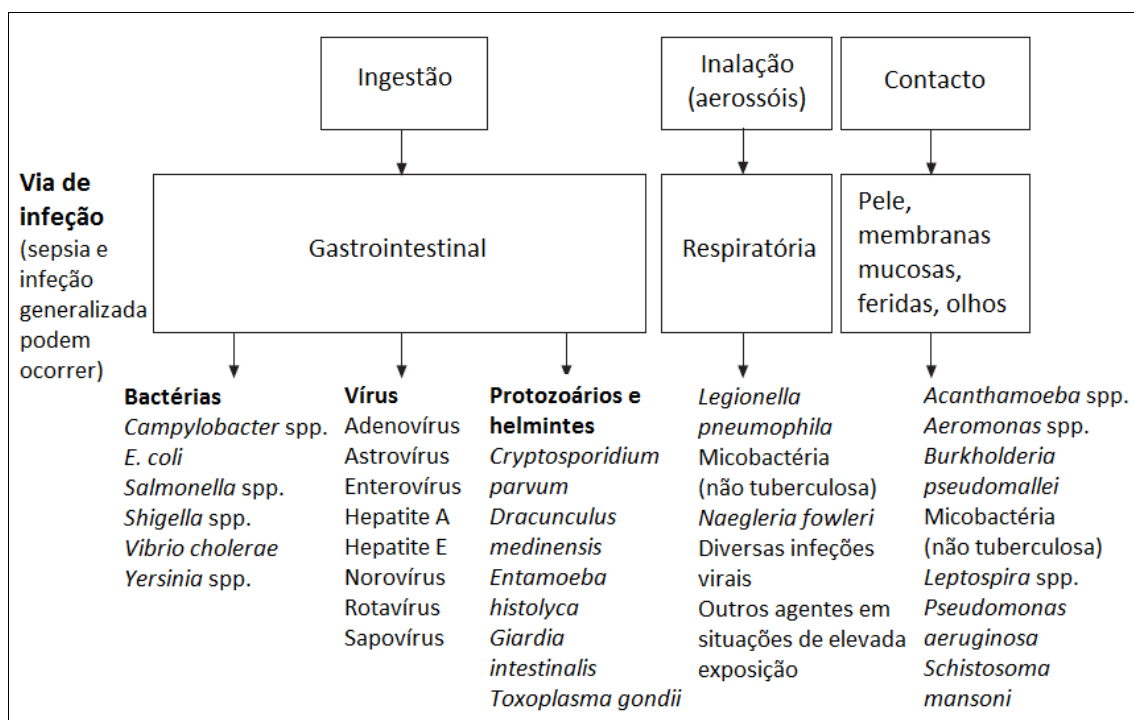


Figura 1.6 – Vias de transmissão e exemplos de patógenos de origem na água (Fonte: WHO, 2011).

1.7. Funcionamento de uma piscina

Independentemente da sua forma, função ou tamanho (desde que o seu volume de água seja superior que cerca de cinco metros cúbicos) quase todas as piscinas funcionam do mesmo modo: uma combinação de filtração e tratamento químico para tratar continuamente a água da piscina através de recirculação de um certo volume de água (PWTAG, 2009). Uma piscina típica necessita de quatro componentes principais (PWTAG, 2009):

- um tanque;
- um sistema de circulação da água (bombas, tubagem, peças de entrada e de saída);
- um sistema de filtração;
- um sistema de doseamento de produtos de tratamento.

1.8. Circuito de tratamento

1.8.1. Renovação da água

Os processos de tratamento (*e.g.* filtração, desinfecção) não removem a totalidade de poluentes da água da piscina. Alguns contaminantes são impossíveis de eliminar quimicamente (*e.g.* cloraminas orgânicas como a clorocreatinina) e só podem ser removidos por diluição (Lovibond, 2011). Deve ser prevista, em fase de projeto de construção e posteriormente durante o funcionamento da piscina, a necessidade de se efetuar renovação da água do tanque, ou seja, adicionar água da rede de abastecimento (ou de outra fonte) de modo a diminuir a concentração de contaminantes introduzidos pelos utilizadores, os subprodutos da desinfecção e outras substâncias dissolvidas na água. Esta renovação, ou diluição, deve compensar as perdas de água na lavagem dos filtros, na evaporação e a água perdida pela atividade dos utilizadores (WHO, 2006).

De acordo com a Diretiva CNQ 23/93 do Conselho Nacional da Qualidade, a reposição diária deve ser feita, com um mínimo absoluto de 2% do volume do tanque, ou 30 litros por dia e por banhista conforme refere a OMS (2006). As autoridades sanitárias podem impor um valor de 5% de reposição caso as circunstâncias o verifiquem.

Denomina-se água de compensação à quantidade de água necessária para compensar as perdas acima referidas, adicionada à purga efetuada para garantir a renovação mínima da água da piscina. A água usada numa piscina pública deve satisfazer os requisitos exigidos no D.L. nº 306/2007 aplicado a águas de consumo humano. A água de compensação pode ter origem na rede de abastecimento público de água potável ou de outra origem, desde que autorizada pelo organismo da Saúde Pública e do Ambiente da respectiva área. O mesmo Decreto-Lei, no anexo II, decreta a frequência do controlo qualidade da água de abastecimento. Este controlo deve ser feito em paralelo com a água da piscina (Beleza *et al.*, 2007).

Em casos de grave contaminação química ou bacteriológica pode ser necessário esvaziar o volume total da piscina e reenchê-la. Este procedimento acarreta riscos estruturais (fissuração das paredes) para o tanque (Beleza *et al.*, 2007).

A água entra no circuito da piscina no tanque de compensação, de onde segue para tratamento juntamente com a água recirculante. O esquema da figura 1.7 representa a solução de tratamento clássica.

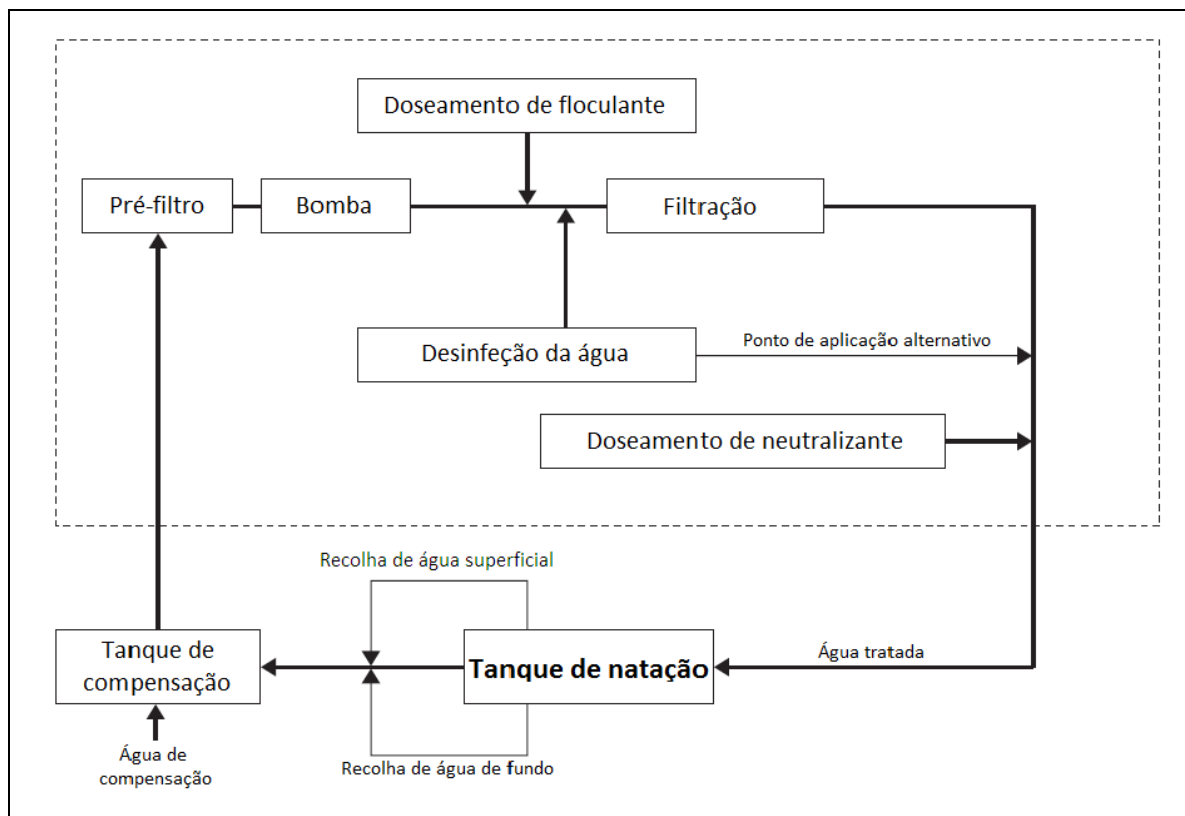


Figura 1.7 - Processo de tratamento numa piscina típica (Fonte: WHO, 2006).

1.8.2. Recirculação da água

Uma eficiente recirculação da água da piscina é fundamental para que a água tratada adequadamente chegue a todas as partes do tanque, e para que se retire a água contaminada. A WHO (2006) recomenda que 75-80% da água retirada seja da superfície do plano água, onde a contaminação é maior. Esta medida é importante pois, por cima da camada superficial da água, forma-se uma fina camada de gordura (com origem por exemplo nos cosméticos). Esta camada abriga bactérias que assim escapam à desinfecção (Pedroso, 2009).

Seguindo a Diretiva CNQ 23/93, o D.R. nº 5/97 refere que as instalações de recirculação e tratamento de água devem ser dimensionadas para fornecer, a todo o momento (mesmo na ausência de utilizadores) e a cada tanque que alimentem, um caudal de água filtrada e desinfetada cujo valor mínimo, Q , a assegurar pela instalação é dado pela expressão:

$$Q = \frac{V}{R} \quad (1.1)$$

Na equação 1.1 $V \text{ (m}^3\text{)}$ é o volume do tanque, $h \text{ (m)}$ a sua profundidade média, $S \text{ (m}^2\text{)}$ a área do plano de água, e $R \text{ (horas/metro)}$ o fator de recirculação que depende do tipo de piscina, das condições de ocupação e da eficiência do tratamento de água. Este fator pode ser determinado pela relação:

$$R = \frac{V}{Q} \quad (1.2)$$

Em que k é o coeficiente dependente do tipo de tratamento da água e β o coeficiente de ocupação específica. Na tabela 1.14 apresentam-se os valores para diferentes tipos de piscina e para dois processos de tratamento: do tipo I que corresponde a um sistema de tratamento que inclui a clarificação por coagulação/floculação e filtração seguido por desinfecção com um composto de cloro ou de bromo, e do tipo II que engloba, para além da clarificação, a oxidação e desinfecção por ozono seguida por adsorção em carvão activado, com a consequente remoção do excesso de ozono, e uma adição final de desinfetante à base de cloro ou de bromo.

Tabela 1.14 - Coeficientes a usar na equação 1.2 para cálculo do caudal de recirculação (Fonte: Beleza *et al.*, 2007).

Tipo de piscina	Tipo de tratamento	K (utilizador/m ³)	β (m ² .h/utilizador)	R (horas/m)
Ar livre ou convertível	I	0,5	3	1,5
	II	0,6	3	1,8
Coberta	I	0,5	4	2,0
	II	0,6	4	2,4

Denomina-se período de renovação ou de recirculação ao tempo necessário para que o volume total de água dos tanques de natação e de compensação seja recirculado e tratado. O período de renovação, T , é determinado pela relação (Beleza *et al.*, 2007):

$$— (1.3)$$

A água a tratar sai do tanque pelos *skimmers* (escumadores) em piscinas de pequenas dimensões (superfície do plano de água inferior a 120 m², segundo Beleza *et al.*, 2007), ou por descarregadores de superfície seguidos de caleiras implantados em, pelo menos, dois terços do perímetro (caleira finlandesa), ou pelo fundo da piscina (que deve ter derivação para esgoto) e é conduzida para o tanque de compensação. A opção por caleira finlandesa é a mais eficiente a retirar a água superficial. A figura 2 representa o sistema de tratamento de um tanque equipado com caleira finlandesa.

Do tanque de compensação, a água segue para tratamento que começa nos pré-filtros antes das bombas e pode incluir um sistema de coagulação/floculação antes da filtração, neutralização e desinfecção. Os pré-filtros destinam-se a remover da água partículas com dimensões superiores a 2 mm. Instalam-se sempre antes das bombas de circulação protegendo assim os impulsionadores das bombas, a tubagem e os filtros (Beleza *et al.*, 2007).

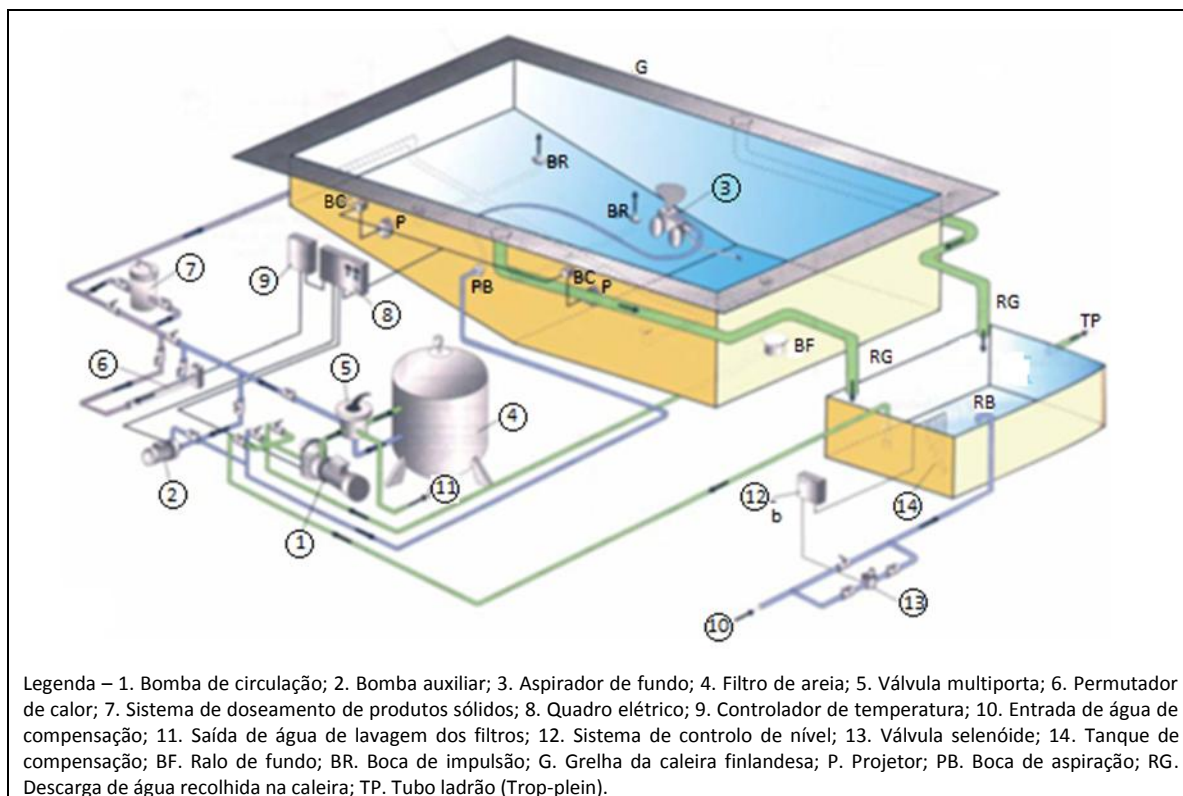


Figura 1.8 - Esquema do circuito de tratamento de água de uma piscina com injeção de água tratada pelo fundo (ou soleira) e recolha à superfície (caleira finlandesa) (adaptado de Beleza *et al.*, 2007).

1.8.3. Coagulação/Floculação

A coagulação/floculação visa aumentar a eficiência de remoção de partículas coloidais e em suspensão. Este processo consiste na adição à água de reagentes químicos (coagulantes e floculantes) com o objetivo de promover a desestabilização das partículas coloidais (coagulação) e a sua agregação formando flocos (floculação) passíveis de remoção por separação gravítica (decantação) ou por separação física (filtração) (WHO, 2006; PWTAG, 2009).

Os reagentes mais utilizados como coagulantes/floculantes são os sais de ferro (III), sais de alumínio (III) e polímeros (polieletrólitos) (Pedroso, 2009). A eficiência da coagulação depende do *pH*, pelo que, este parâmetro deve ser controlado (Pedroso e Nogueira, 2003). Os compostos de alumínio utilizados como coagulantes têm maior eficiência para valores de *pH* entre 6,5 e 7,2 (Lovibond, 2011).

A coagulação é crucial para aumentar a eficiência dos filtros, relativamente aos seguintes contaminantes:

- oócistos de *Cryptosporidium* e de cistos de *Giardia* – pequenos e muito resistentes ao cloro (WHO, 2006; PWTAG, 2009; Zwiener *et al.*, 2007);
- ácidos húmicos – que se podem encontrar na água de abastecimento e são precursores de trihalometanos (PWTAG, 2009);
- fosfatos presentes na água de abastecimento e em alguns produtos químicos utilizados nas piscinas (PWTAG, 2009).

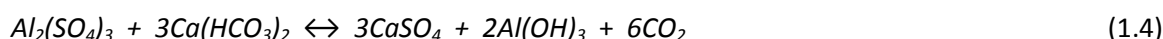
De acordo com Zwiener *et al.* (2007) a utilização da coagulação/floculação, como processo convencional da sequência de tratamento, tem pouca relevância em piscinas públicas exceto em alguns países como a Alemanha. No resto do mundo este processo é aplicado pontualmente, quando existem problemas de turvação, sem obrigatoriedade (uma vez por semana por exemplo). A tabela 1.15 indica as combinações de tratamento de acordo com as DIN 19643.

Tabela 1.15 - Opções de tratamento de água de piscinas de acordo com as DIN 19643 (Fonte: Zwiener *et al.*, 2007).

DIN 19643	Combinação de tratamento
Parte 1	Requisitos de construção, operação e vigilância.
Parte 2	Adsorção – floculação – filtração – cloragem.
Parte 3	Floculação – filtração – ozonização – adsorção/filtração – cloragem.
Parte 4	Floculação – ozonização – filtração em leito misto – cloragem.
Parte 5	Floculação – filtração – adsorção em CAG – cloragem.

Na clarificação de água de piscinas, o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) é o coagulante mais utilizado. As doses praticadas variam entre 5 e 20 g/m³ (ou mg/L), dependendo da turvação da água, para soluções com concentração de 1 a 5% de sulfato de alumínio. Em meio neutro e com alcalinidade aceitável, o alumínio precipita na forma do seu hidróxido $Al(OH)_3$, muito insolúvel e com elevada superfície específica (Beleza *et al.*, 2007).

A presença de alcalinidade natural na água é um fator determinante na eficiência do sulfato de alumínio. Quando se adiciona sulfato de alumínio a reação ocorre da seguinte forma (Metcalf & Eddy, 2003):



O seu doseamento pode ser feito com recurso a três técnicas: doseamento manual, doseamento por meio de bomba doseadora após o filtro e doseamento por meio de bomba doseadora antes do filtro (Beleza *et al.*, 2007).

1.8.4. Filtração

A filtração é um método físico de separação e remoção dos sólidos em suspensão ou dos flocos resultantes das operações de coagulação/floculação. A presença de impurezas numa água de piscina implica menor capacidade de desinfecção e maior consumo do desinfetante, pois as partículas em suspensão podem proteger os microrganismos da ação desinfetante. Além disso o desinfetante pode reagir com partículas orgânicas formando complexos menos eficazes, ou então perde potencial de desinfecção ao oxidar a matéria orgânica. A filtração também é importante para a remoção de oóistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* especialmente quando assistida por um processo de coagulação/floculação, bem como outros microrganismos, tais como amibas, que podem alojar bactérias oportunistas dos géneros *Legionella* e *Mycobacterium* (WHO, 2004; WHO, 2006). Filtrar uma água de piscina não remove sais dissolvidos, nem remove a grande maioria dos microrganismos (Lovibond, 2011).

Outro aspeto fundamental da filtração é a segurança dos utilizadores da piscina. Havendo transparência na massa de água e boa visibilidade do fundo do tanque reduzem-se os riscos de acidentes e permite aos nadadores salvadores reconhecer alguém em risco de afogamento (WHO, 2006).

Este processo de tratamento consiste na passagem da água através de um meio poroso que retém partículas e alguns microrganismos em suspensão de dimensões superiores às dos poros. Os meios filtrantes habituais (areia, antracite e diatomite) funcionam por retenção mecânica das partículas e por adsorção da matéria coloidal. Esta fixação conduz a uma obstrução progressiva dos poros do meio filtrante (colmatação), provocando o consequente aumento das perdas de carga ou, em alternativa, a uma diminuição do caudal de água filtrada (Beleza *et al.*, 2007).

A colmatação de um filtro começa sempre a partir da superfície de entrada da água e penetra pouco a pouco nas camadas mais profundas. Esta zona de retenção e de adsorção vai-se deslocando para a zona de saída que, ao ser atingida, reduz a eficiência do filtro e a água filtrada sai turva. O período entre lavagens, ou campanha, de um filtro deve garantir pequenas penetrações na zona de adsorção. Este controlo verifica-se através da determinação das perdas de carga no filtro, quantificável nos manómetros diferenciais (entre a saída e a entrada) instalados (Beleza *et al.*, 2007).

Os filtros em piscinas podem ser de cartucho (para piscinas pequenas), de areia e/ou antracite, de diatomite e filtros ultrafinos. Podem ser simples ou multicamada; de gravidade, vácuo ou de pressão; horizontais ou verticais; abertos ou fechados; ovais, esféricos e cilíndricos (WHO, 2006; Beleza *et al.*, 2007; Lovibond, 2011). No tratamento de águas de piscinas está generalizado o uso de filtros de pressão, com meio filtrante de uma ou mais camadas de areia e/ou antracite ou de diatomite (Beleza *et al.*, 2007).

Para garantir boas condições de operacionalidade, os filtros devem ser lavados em contracorrente. Consiste em introduzir no filtro água em contracorrente durante cerca de cinco a dez minutos (PWTAG, 2009) com caudal suficiente para conseguir uma boa fluidização e remoção de sujidade, de modo a que o leito sofra uma expansão do seu volume, ou até que a água de lavagem saia límpida. Em muitos casos o uso de ar (comprimido ou por agitação das camadas superior do leito filtrante) facilita a operação e reduz o consumo de água de lavagem. A periodicidade deste procedimento depende do estado de colmatação do filtro, e por conseguinte, da frequência da piscina (Beleza *et al.*, 2007). Os mesmos autores referem que numa piscina pública aconselha-se a lavagem do filtro pelo menos uma vez por dia. O PWTAG (2013) refere que este procedimento deve-se realizar pelo menos uma vez por semana. De acordo com a OMS (2006) deve-se lavar os filtros sempre que a turvação ultrapasse o valor desejado ou o valor de pressão diferencial o justifique (WHO, 2006).

Anualmente devem-se verificar as condições internas do filtro e o topo do meio filtrante, tendo em conta problemas de corrosão, fissuração, má distribuição do meio, perda de meio filtrante, entre outros (PWTAG, 2013).

Não sendo obrigatório, recomenda-se a mudança de areia a cada cinco anos. Mais importante é efetuar, pelo menos uma vez por ano, uma lavagem profunda do filtro que inclua um contacto de 24 a 48 horas com uma solução a 2% de hipoclorito de sódio e 2% de soda cáustica. Após este

procedimento esta solução não poderá ser descarregada para esgoto sem tratamento adequado (Beleza *et al.*, 2007).

1.8.5. Neutralização

De acordo com a Directiva CNQ 23/93, o *pH* da água de uma piscina deve estar no intervalo 6,9 a 8,0. A OMS (2006) refere que se deve manter o *pH* entre 7,2 e 7,8 para águas de piscina com desinfetantes clorados, e entre 7,2 e 8,0 para desinfetantes à base de bromo e para outros não derivados de cloro. Para Beleza *et al.* (2007) o *pH* ideal de uma água de piscina deve ser o mesmo do líquido do globo ocular (7,4) e o intervalo ótimo corresponde a valores entre 7,4 e 7,6.

A neutralização é o procedimento de correção do *pH* quando este se encontra fora do intervalo pretendido. Caso seja superior ao valor mais elevado do intervalo adiciona-se um ácido (*e.g.* bissulfato de sódio, ácido sulfúrico, ácido clorídrico, dióxido de carbono ou cloro elementar), caso o *pH* seja inferior ao valor mais baixo do intervalo corrige-se com a adição de uma base (*e.g.* carbonato de sódio ou de potássio, hidróxido de sódio ou de potássio e cal apagada) (Beleza *et al.*, 2007).

Se o *pH* for demasiado baixo pode causar irritação cutânea e corrosão dos equipamentos da piscina, ao passo que, um valor de *pH* demasiado elevado reduz a eficiência do processo de desinfecção, provoca turvação da água e promove a formação de incrustações (Lovibond, 2011), especialmente nos permutadores de calor, sobretudo quando a dureza da água é elevada (Beleza *et al.*, 2007).

O *pH* da água de uma piscina depende, geralmente, dos produtos utilizados no seu tratamento e do *pH* e da alcalinidade da água de compensação (Beleza *et al.*, 2007).

A alcalinidade é um parâmetro, relacionado com o *pH*, importante para o bom funcionamento da piscina. Suficiente alcalinidade dota a água de capacidade tampão e pequenas adições de ácido ou de uma base não provocam variações significativas do *pH*. A presença de alcalinidade é também importante, quando se utiliza um coagulante inorgânico (*e.g.* sulfato de alumínio), para clarificar a água porque o ião metálico reage com ele para formar o respetivo hidróxido metálico. Aconselham-se valores de alcalinidade entre 75 e 150 mg/L CaCO_3 . Pode ocorrer que o *pH* da água se encontre no intervalo recomendado e a alcalinidade seja inferior ao valor mínimo (75 mg/L CaCO_3). Nestas circunstâncias adicionar bicarbonato de sódio permite aumentar a alcalinidade sem alterar significativamente o *pH* (Beleza *et al.*, 2007).

A dureza da água é outro parâmetro importante relacionado com o *pH*. A presença de sais de cálcio e de magnésio é relevante para toda a água da piscina mas, em particular, para a água das linhas de aquecimento. Águas pouco duras (ou macias) são geralmente mais agressivas para o betão, ao passo que, durezas mais elevadas aumentam a probabilidade de precipitar o carbonato de cálcio, originando turvação da água e, por vezes, a formação de incrustações nas superfícies de transferência de calor. O valor ideal para a dureza total deve estar no intervalo de 150 a 250 mg/L CaCO_3 (Beleza *et al.*, 2007).

1.8.6. Desinfecção

A desinfecção, em tratamento de água, é o processo que permite a inativação/destruição dos microrganismos patogénicos (Metcalf & Eddy, 2003). No sentido estrito da palavra, desinfetar significa remover o risco de infeção, o que no contexto da água de piscinas não significa esterilizar, *i.e.* tal como na água de consumo humano, alguns microrganismos vivos mas inofensivos estarão sempre presentes. A desinfecção visa manter o número de microrganismos num mínimo e assegurar que, quaisquer microrganismos patogénicos que entrem na piscina, sejam rapidamente inativados/destruídos de modo a que a água não transmita infeções aos utilizadores (PWTAG, 2009). Assim, como no tratamento de água para abastecimento público, a desinfecção da água é uma etapa obrigatória em piscinas (Zwiener *et al*, 2007; Kanan & Karanfil, 2010).

De modo a que os microrganismos patogénicos (introduzidos sobretudo pelos utilizadores) não representem risco de infeção, a água recirculada deve ser desinfetada durante o processo (circuito) de tratamento e toda a água da piscina deve conter uma concentração mínima de residual de desinfetante livre (WHO, 2006).

A água de alimentação das piscinas é, geralmente, proveniente da rede de abastecimento da água de consumo humano. De acordo com o D.L. nº 306/2007 de 27 de agosto, recomenda-se que as concentrações de desinfetante residual em águas de consumo humano estejam entre 0,2 e 0,6 mg/L de cloro residual livre. De acordo com as orientações do PVS para piscinas de utilização coletiva (ARSLVT, 2005) recomenda-se que as concentrações de cloro residual livre estejam entre 0,5 e 2 mg/L Cl_2 , ou de bromo residual livre entre 1 e 4 mg/L Br_2 .

Cada espécie de microrganismo requer uma determinada quantidade de desinfetante e de tempo de contacto. De um modo geral a eficiência de desinfecção depende da concentração inicial de desinfetante, do tempo de contacto da água com o desinfetante e da concentração de residual desinfetante no final do tempo de contacto. (PWTAG, 2009) O valor de exposição ou valor CT (concentração de desinfetante multiplicada pelo tempo de contacto, mg.min/L) é utilizado para comparar eficiências de inativação entre diferentes desinfetantes para um microrganismo alvo, para determinada temperatura da água e *pH* (White, 2010). Por exemplo designa-se CT_{99} à concentração de desinfetante e tempo de contacto necessário para inativar 99% (2-log) de determinado organismo.

Outros fatores que influenciam a eficácia da desinfecção são (para além do tempo de contacto e concentração) a intensidade e natureza do agente físico, a temperatura, o *pH*, o tipo e concentração dos microrganismos a ser inativados e a natureza do líquido a tratar (Metcalf & Eddy, 2003; White, 2010).

Apesar de a maioria dos surtos de infeção em piscinas ser derivada de uma desinfecção deficiente da água, alguns surtos podem ocorrer em piscinas com manutenção apropriada. Em caso de acidente fecal ou de vômito (potencialmente infecciosos) existem procedimentos de descontaminação próprios que devem ser tomados o mais rápido possível, pois o desinfetante pode não ter tempo para inativar os microrganismos libertados (NSW Health, 2013).

Para o tratamento de água a desinfecção pode ser conseguida por via química (*e.g.* cloragem) ou por via física (*e.g.* radiação UV) (WHO, 2006). No processo pode ser utilizado apenas um produto químico (*e.g.* bromo) ou uma combinação de um método físico com um produto químico (*e.g.* UV e cloro) ou ainda uma combinação de dois ou mais produtos químicos (*e.g.* ozono e cloro).

De acordo com a OMS (2006) um desinfetante utilizado no tratamento de água de piscinas deverá cumprir os seguintes critérios: ser capaz de inativar rápida e efetivamente microrganismos patogénicos; ser de largo espetro (capaz de inativar vírus, bactérias, cistos, algas e fungos) (Beleza *et al.*, 2007); ser capaz de oxidar de forma continua todos os contaminantes durante a utilização da piscina; possuir uma margem larga entre a concentração biocida efetiva e a concentração que provoca efeitos adversos na saúde humana; a sua concentração na água deve ser medida de forma rápida, fácil e económica, e deverá poder ser medida em linha para permitir o controlo automático da dosagem de desinfetante e o registo continuo dos valores medidos.

Na escolha do desinfetante e do sistema de aplicação vários fatores devem ser tomados em conta: a saúde e segurança dos operadores e utilizadores da piscina devem ser precavidas de acordo com o produto/processo utilizado; compatibilidade da água fresca (de entrada) para as condições ótimas de desinfecção (*pH*, temperatura, concentração do desinfetante); tamanho e tipo de piscina; habilidade de permanecer como residual após aplicação; carga de utilizadores; capacidade de supervisão e gestão da piscina e os custos comparativos (WHO, 2006; Beleza *et al.*, 2007; PWTAG, 2009). Os desinfetantes e sistemas de desinfecção mais comuns em piscinas e ambientes similares estão descritos na tabela 1.16.

Tabela 1.16 - Desinfetantes e sistemas de desinfecção utilizados em piscinas e ambientes similares (Adaptado de WHO, 2006)

Desinfetantes comuns em piscinas de grandes dimensões e com elevada lotação	Desinfetantes comuns em pequenos tanques e banheiras de hidromassagem	Desinfetantes comuns em piscinas pequenas e particulares
Cloro <ul style="list-style-type: none"> Gasoso Hipoclorito de sódio/cálcio Hipoclorito de sódio gerado por eletrólise Isocianuratos clorados (geralmente em piscinas descobertas) Bromoclorodimetilhidantoína (BCDMH) Dióxido de cloro ¹ Ozono ¹ UV ¹	Bromo <ul style="list-style-type: none"> Líquido Brometo de sódio + hipoclorito Hipoclorito de lítio	Brometo/hipoclorito UV ¹ UV – ozono ¹ Iodo Peróxido de hidrogénio/prata/cobre Biguanida

¹ Normalmente utilizado em combinação com desinfetantes residuais (à base de bromo ou cloro).

A desinfecção de água de piscinas pode ser feita através da cloragem quando se aplica cloro gás, hipocloritos de sódio ou de cálcio, dicloroisocianurato de sódio e ácido tricloroisocianúrico. Outros processos convencionais são a desinfecção por dióxido de cloro, derivados de bromo, iodo, radiação UV, ozono, iões de prata/cobre (WHO, 2006; Beleza *et al.*, 2007; PWTAG, 2009).

Mais recentemente têm aparecido novos métodos e produtos desinfetantes como o peróxido de hidrogénio (Borgmann-Strahsen, 2003) eletrólise de água salobra (Arnold *et al.*, 2007), biguanida (Unhoch *et al.*, 1996), TCDO (tetraclorodecaóxido) (Oesterholt *et al.*, 2009), magnetismo (Burgess *et al.*, 2000), entre outros, cuja eficiência de desinfecção está por ser provada (PWTAG, 2009).

2. OBJETIVOS

O presente estudo teve por objetivo a comparação de quatro sistemas de desinfecção de água de piscinas públicas, cloro, bromo, ozono e radiação UV, através de uma revisão bibliográfica sobre as principais características e efeitos secundários de cada um dos sistemas, e utilizando resultados de análises de água de piscinas da região da grande Lisboa e Oeste.

3. PLANO DE TRABALHO

Neste estudo efectuou-se, numa primeira fase, uma recolha bibliográfica da informação pertinente sobre o tratamento físico e químico da água de piscinas, em especial, sobre a sua desinfeção. Fez-se uma revisão sobre os riscos químicos e microbiológicos associados à utilização de piscinas. Recolheu-se informação sobre o funcionamento de quatro sistemas de desinfeção utilizados em piscinas de utilização coletiva e sobre os produtos químicos por eles utilizados, considerando as dosagens recomendadas ou legisladas e possíveis efeitos na saúde. Deu-se especial relevância aos principais subprodutos de desinfeção no que toca aos seus efeitos na saúde humana, orientações das principais entidades e legislação em vigor quanto a valores de concentração na água e/ou atmosférica.

Na segunda fase aferiu-se analiticamente as diferenças em termos de qualidade microbiológica e parâmetros químicos relacionados com a desinfeção (cloro residual livre e combinado ou bromo residual livre). Para tal procurou-se identificar qual o sistema de tratamento utilizado pelas piscinas de utilização coletiva integrantes do PVS da ARSLVT da Região de Saúde da grande Lisboa e Oeste. Recolheram-se, através dos resultados das análises laboratoriais às amostras de água, para os anos de 2010, 2011 e 2012, de piscinas que integram o PVS da ARSLVT, os valores de concentração de cloro residual livre, cloro residual combinado e bromo residual livre, bem como da contagem do número dos vários microrganismos por amostra, cujos valores máximos recomendados e/ou admissíveis estão nas orientações do PVS da ARSLVT. A listagem de todos os tanques em estudo e respetivos sistemas de tratamento apresenta-se em anexo.

Na terceira fase verificou-se as diferenças entre sistemas de desinfeção no que toca à eficiência de desinfeção, custos associados, segurança e facilidade de operação e efeitos no ambiente. Concluiu-se sobre as vantagens e desvantagens de cada um dos sistemas em estudo.

4. CLORO E DERIVADOS

A cloragem é o método mais usado para desinfecção de água de piscinas. Aplica-se sob a forma de cloro gasoso, hipocloritos de sódio ou de cálcio, dicloroisocianurato de sódio e ácido tricloroisocianúrico. A todos estes produtos se atribui, no contexto da desinfecção de água (de piscinas) a denominação de “cloro” (WHO, 2006). A tabela 4.1 mostra algumas características destes compostos.

Tabela 4.1 - Compostos de cloro mais frequentes e suas características (adaptado de NSW Health, 2013).

	Hipoclorito de sódio	Hipoclorito de cálcio	Cloro gás	Ácido tricloroisocianúrico	Dicloroisocianurato de sódio
Cloro disponível (%)	10 – 12	65 – 78	100	90	50 – 63
Força ativa (%)	10 – 12	65 – 78	100	>99	>99
pH em 1% de solução	13	8,5 – 11	0	2,8 – 3,5	6,5 – 6,8
Efeito no pH da água	Aumenta	Aumenta	Diminui	Diminui	Neutro
Aparência física	Líquido	Granulado Pastilhas	Gás verde amarelado	Granulado Pastilhas	Granulado

O cloro gás é o desinfetante mais barato e o mais concentrado. Dentro dos compostos de cloro é o que origina menor quantidade de sólidos dissolvidos totais. No entanto é pouco utilizado por ser tóxico e corrosivo e devido ao perigo de fugas e consequentes riscos de intoxicação e explosão, tendo sido mesmo recomendado o seu desuso em alguns países (*e.g.* Grã Bretanha) (PWTAG, 2009). Também não deve ser aplicado em piscinas domésticas (residenciais ou particulares) (Lovibond, 2012; PWTAG, 2009). Pode ser adicionado à água diretamente através de difusores (em pressão) ou saturando um caudal mínimo de água depois misturada com a água a tratar (Beleza *et al.*, 2007).

Os hipocloritos adicionam-se à água na forma de solução através de bombas doseadoras, embora o hipoclorito de sódio possa ser aplicado diretamente no tanque de natação. São desinfetantes muito eficazes e baratos, de aplicação simples, formam residual persistente e podem ser usados para tratamento de choque. A realização periódica do tratamento de choque é uma técnica importante de manutenção da qualidade microbiológica da água, prevenindo ou corrigindo problemas como o aparecimento de biofilmes e cloraminas, não devendo ser usada para compensar práticas inadequadas das outras técnicas de desinfecção (WHO, 2006; Beleza *et al.*, 2007).

O hipoclorito de sódio ($NaOCl$) tem como desvantagens ser muito corrosivo e cáustico o que dificulta a sua manipulação, ter um tempo de vida reduzido (quatro meses ou menos), e aumentar o pH da água e a concentração de cloretos e de sódio (Beleza *et al.*, 2007). Pode também gerar-se hipoclorito de sódio passando corrente elétrica através de uma solução de cloreto de sódio concentrada (geração eletrolítica). A solução de hipoclorito de sódio gerada é armazenada e injetada na piscina pelo processo convencional. Alternativamente, o hipoclorito pode ser produzido mantendo uma concentração de 2–4 mg/L de cloreto de sódio na água da piscina e fazendo-a atravessar um eletrolisador, como parte do processo de tratamento. Nos métodos de geração eletrolítica é preciso ter em consideração eventuais flutuações na carga de utilizadores no dimensionamento destas unidades, e no primeiro método deve haver uma reserva de hipoclorito de sódio pronta a ser utilizada no caso de manutenção do gerador e do equipamento associado (PWTAG, 2009).

O hipoclorito de cálcio ($CaOCl$) tem um tempo de vida muito mais prolongado que o hipoclorito de sódio, também aumenta o teor de cloretos e forma precipitados de carbonato de cálcio que originam problemas de turvação na água e de incrustações nos permutadores de calor, no tanque da solução e no equipamento doseador. Por ser um pó muito irritante para o sistema respiratório é necessária precaução na sua manipulação (Beleza *et al.*, 2007; PWTAG, 2009).

O dicloroisocianurato de sódio ($NaCl_2O_3C_3N_3$) e ácido tricloroisocianúrico ($Cl_3O_3C_3N_3$) são derivados clorados estabilizados do ácido isocianúrico ($H_3O_3C_3N_3$) e, embora possam ser aplicados em águas de piscinas cobertas, são recomendados para a desinfecção de tanques ao ar livre. Neste tipo de piscinas, as perdas de cloro, quer para a atmosfera, quer por decomposição provocada pela radiação ultravioleta são significativas sendo prevenidas pela estabilização do cloro pela ação do ácido isocianúrico, o qual pode ser adicionado diretamente à água do tanque (Beleza *et al.*, 2007; WHO, 2006). O equilíbrio entre os níveis de cloro residual livre e de ácido cianúrico pode ser difícil de manter. Excesso de ácido isocianúrico pode acarretar condições microbiológicas não admissíveis pois reduz a capacidade desinfetante do cloro (PWTAG, 2009). Para diminuir a sua concentração a forma de atuação é a renovação regular da água da piscina (WHO, 2006). Por essa razão estes compostos não devem ser usados para tratamento de choque (Beleza *et al.*, 2007). O valor limite do ácido isocianúrico decretado pelo D.R. nº 5/97 é de 75 mg/L. A OMS (2006) recomenda valores não superiores a 100 mg/L.

O dicloroisocianurato de sódio (vulgo “dicloro”) pode aplicar-se manualmente ou na forma de solução por meio de bomba doseadora, tem um tempo de vida prolongado e não afeta o pH da água da piscina. É um pó irritante para o sistema respiratório (Beleza *et al.*, 2007).

O ácido tricloroisocianúrico (vulgo “tricloro”) é pouco solúvel em água e existe no mercado na forma de granulado ou em pastilhas. Devido à sua facilidade de utilização e à capacidade de estabilizar o cloro em tanques não cobertos tanto o dicloroisocianurato de sódio como o ácido tricloroisocianúrico são muito usados em piscinas particulares e com poucos utilizadores (WHO, 2006; Beleza *et al.*, 2007).

O ponto de aplicação do desinfetante, especialmente no caso do cloro (e do bromo), é por tradição realizado após o filtro, mas também há vantagens se for antes do filtro. O PWTAG (2009) recomenda que o doseamento de desinfetante antes do filtro é, por segurança, a melhor opção. As vantagens deste local de aplicação são: maior segurança em haver uma separação do

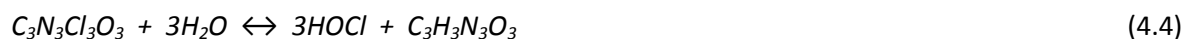
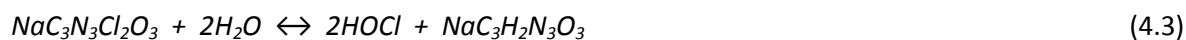
local de doseamento do desinfetante e do doseamento de ácido como corretor do *pH*, e o doseamento pré-filtro assegura que o próprio filtro recebe uma dose elevada de desinfetante, a qual ajuda a minimizar o crescimento microbiológico, como a *P. Aeruginosa*, no meio filtrante. As vantagens da aplicação pós-filtro são: quanto menor a concentração de desinfetante que passa pelo filtro, menor a sua reação com a matéria orgânica, a qual pode produzir cloraminas e trihalometanos, e evita-se que o hipoclorito de sódio (ou de cálcio) aumente o valor de *pH* para além do intervalo no qual os coagulantes operam melhor (PWTAG, 2009).

4.1. Química da desinfecção com cloro

Quando os desinfetantes clorados são adicionados à água forma-se ácido hipocloroso (*HOCl*), que inativa os microrganismos, e iões hipoclorito que oxidam contaminantes (PWTAG, 2009). Quando se adiciona hipoclorito de sódio ou hipoclorito de cálcio em água a formação de ácido hipocloroso ocorre de acordo com as reações 4.1 e 4.2:



Os compostos isocianúricos clorados também formam ácido hipocloroso quando dissolvidos em água de acordo com as equações 4.3 e 4.4:



O cloro gás (pouco utilizado) dissolve-se na água seguindo a equação:



Por sua vez o ácido hipocloroso formado é um ácido fraco e dissocia-se de acordo com a equação 4.6:



Esta reação de dissociação depende pouco da temperatura e muito mais do *pH*. Por definição, o cloro residual livre é a soma das concentrações de ácido hipocloroso e de hipoclorito, mas é o ácido o responsável pela desinfecção da água, pelo que, é importante garantir uma concentração adequada deste ácido para que a desinfecção seja eficaz. Para a mesma concentração de cloro livre, valores mais baixos de *pH* aumentam a concentração relativa do ácido hipocloroso, como se pode verificar na tabela 4.2. Por isso as normas de controlo da qualidade da água requerem

residuais de cloro mais baixos para valores de *pH* menores (Beleza *et al.*, 2007). Valores de *pH* superiores a oito prejudicam a ação desinfetante do cloro e causam irritação dérmica e ocular, ao passo que valores inferiores a sete resultam em corrosão das tubagens e também causam irritação dérmica e ocular (CDC, 2013).

Tabela 4.2 - Percentagem de ácido hipocloroso e ião hipoclorito, a 25°C, para vários valores de *pH* (Adaptado de Beleza *et al.*, 2007).

<i>pH</i>	% de ácido hipocloroso	% de hipoclorito
6,0	97	3
7,0	73	27
7,2	63	37
7,5	50	50
7,9	24	76
8,5	8	92

Na desinfecção por cloro chama-se cloro livre ao residual na forma de ácido hipocloroso e de ião hipoclorito, e cloro combinado ao residual de cloro que combina com outras substâncias orgânicas e inorgânicas. À soma das concentrações de cloro livre com o combinado chama-se cloro total.

4.2. Concentrações recomendadas

Os níveis de cloro livre considerados aceitáveis para uma desinfecção adequada e com mínimo desconforto para os utilizadores variam de país para país. Por exemplo, níveis de cloro livre inferiores a 1 mg/L são considerados aceitáveis em determinados países, enquanto para outros, os valores requeridos podem ser superiores. Nos tanques de hidromassagem, devido à sua natureza (águas aquecidas, com jatos de ar e maior rácio utilizador/volume de água), as concentrações aceitáveis de cloro livre tendem a ser superiores às das piscinas (WHO, 2006). A OMS (2006) recomenda que para piscinas públicas ou semi-públicas estes valores não excedam 3 mg/L Cl_2 e, no caso de tanques de hidromassagem públicos ou semi-públicos, não devem ultrapassar os 5 mg/L Cl_2 .

A presença de cloro em solução nas concentrações recomendadas é considerada aceitável sob uma perspetiva toxicológica, mesmo para a água para consumo humano, tendo em consideração que o valor (máximo) preconizado nos *guidelines* da OMS para o cloro neste tipo de água é de 5 mg/L Cl_2 (WHO, 2011).

Em Portugal, o D.R. nº 5/97 refere que o valor da concentração de cloro residual livre para piscinas deve estar no intervalo 0,5 a 1,2 mg/L Cl_2 para *pH* de 7 a 7,4; e 1 a 2 mg/L Cl_2 para *pH* de 7,4 a 8. O cloro total tem como valor limite o valor do cloro residual livre adicionado de 0,6 mg/L Cl_2 . As orientações do PVS para piscinas de utilização coletiva da ARSLVT (ARSLVT, 2005) admite concentrações de cloro combinado de 0,5 mg/L Cl_2 .

A ARSLVT (2005) recomenda valores de cloro residual livre entre 0,5 e 2 mg/L Cl_2 para *pH* no intervalo 6,9 – 8,0, e valor máximo admissível de 3 mg/L Cl_2 .

4.3. Efeito bactericida dos compostos libertadores de halogéneos

Apesar da abundância de estudos, o mecanismo da ação desinfetante dos compostos clorados não é totalmente conhecido. Estes compostos são agentes oxidantes muito ativos que destroem a atividade celular das proteínas. Foram descritos efeitos deletérios dos desinfetantes clorados no ADN bacteriano que envolvem a formação de derivados clorados de bases nucleicas. Também se verificou no ácido hipocloroso a capacidade de interromper a fosforilação oxidativa e outras atividades associadas às membranas celulares, através da inativação de enzimas fundamentais. Em concentrações mais elevadas os desinfetantes clorados eliminam esporos, este processo depende do *pH* e da concentração de cloro disponível. Durante o tratamento a capa do esporo separa-se do córtex e ocorre a lise celular. O cloro e derivados também possuem capacidade de eliminação de vírus através da inativação ou degradação de ARN podendo também desagregar a sua cápsula (McDonell & Russel, 1999).

4.4. Subprodutos da desinfecção com cloro

De acordo com a OMS (2006) (figura 1.10) os subprodutos de desinfecção resultantes da utilização dos produtos à base de cloro na desinfecção de água de piscinas e ambientes similares são: cloraminas, trihalometanos (sobretudo clorofórmio), ácidos haloacéticos, haloacetoneitrilos, halocetonas, hidrato de coral (tricloroacetaldeído), cloropicrina, cloreto de cianogénio e clorato.

4.4.1. Cloraminas

A introdução pelos utilizadores de quantidades importantes de substâncias azotadas na água da piscina (*e.g.* urina, suor) provoca a formação de cloraminas, por decomposição de compostos amoniacais que reagem com o ácido hipocloroso (Beleza *et al.*, 2007). De forma sequencial formam-se, na presença de ácido hipocloroso, as mono e dicloraminas e o tricloreto de azoto, segundo as reações abaixo indicadas das quais é predominante a reação 4.9, de formação de tricloreto de azoto (também denominada tricloramina), a *pH* baixo ou de equilíbrio (menor que oito) (ARSLVT, 2006).



A presença de um adicional de ácido hipocloroso oxidará o tricloreto de azoto, como se mostra na equação 4.10 (Beleza *et al.*, 2007).



As cloraminas podem permanecer na água ou escapar para a atmosfera interior da piscina. A monoclорamina é um produto relativamente seguro, não irritante, usado como desinfetante

residual em águas de consumo humano de alguns países, embora a sua capacidade de desinfecção seja muito menor que a do cloro livre. A dicloramina é menos solúvel (*i.e.* mais volátil). A dicloramina e o tricloreto de azoto são mais tóxicos (PWTAG, 2009). Devido à sua volatilidade, o tricloreto de azoto é a forma predominante na atmosfera das piscinas e a principal responsável pelo intenso “cheiro a cloro” de que os utilizadores se queixam (Beleza *et al.*, 2007). Observe-se a figura 4.1, que representa a concentração do cloro total obtido em amostras de água quando se aumenta a sua dosagem. Da curva traçada tiram-se as seguintes relações:

Zona I

Para doses baixas de cloro, este reage na totalidade com compostos redutores presentes na água (*e.g.* Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S e matéria orgânica); praticamente não há cloro total.

Zona II

Após ser consumida esta carência imediata, ao introduzir-se mais cloro produzem-se cloraminas e compostos organoclorados, praticamente não há cloro livre, apenas combinado.

Zona III

Aumentando a dose de cloro verifica-se que o cloro total chega a um máximo e diminui de seguida até ao ponto de rutura (“*breakpoint*”), que corresponde à destruição de mono e dicloraminas e de compostos organoclorados por ação do excesso de cloro.

Zona IV

A partir do ponto de rutura o cloro comporta-se como se fosse diluído em água pura; acréscimos de cloro originam cloro livre, na proporção direta da quantidade adicionada. Os compostos organoclorados presentes não são destruídos (Beleza *et al.*, 2007, Metcalf & Eddy, 2003).

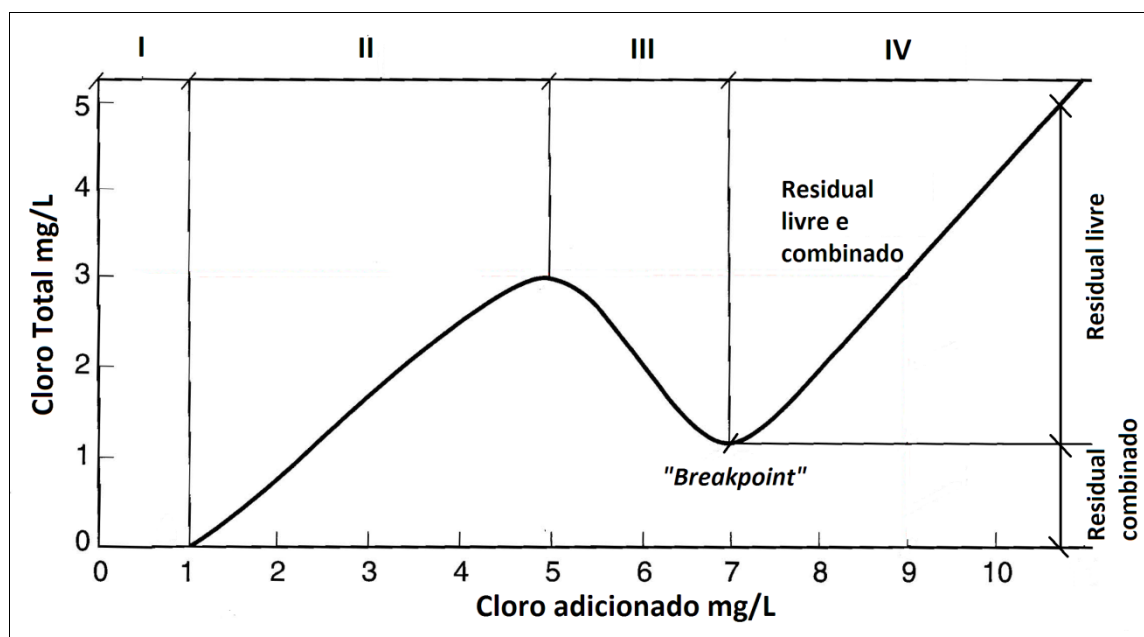


Figura 4.1 - Curva de rutura para o cloro e derivados no tratamento de águas residuais (adaptado de Control Systems Engineering, 2011).

A zona III alcança-se na maior parte dos casos de tanques de elevada frequência de utilizadores com dosagens de 2 a 2,5 mg/L Cl_2 a $pH = 7$ (Beleza *et al.*, 2007).

A acumulação de cloraminas pode ser evitada através de uma técnica denominada supercloração ou tratamento de choque. Quando os operadores do tratamento de água de uma piscina sentem um cheiro excessivo a cloro a atuação correta é adicionar mais cloro para se ultrapassar o ponto de rutura (“*breakpoint*”), que corresponde à destruição das cloraminas por excesso de cloro (diminuir a dosagem de cloro é, na maior parte das vezes, a atitude errada). A prática mostra que adicionando uma quantidade de cloro equivalente a dez vezes o cloro combinado durante a noite garante, no dia seguinte, um valor de cloro livre inferior a 3 mg/L Cl_2 (Beleza *et al.*, 2007). Outros métodos são a ozonização e a diluição contínua da água, sendo esta última a melhor forma de minimizar a formação de cloro combinado (ARSLVT, 2006). No caso de estes produtos estarem completamente formados e volatilizados a única solução, para reduzir a sua concentração na atmosfera interior da piscina, é através de uma renovação do ar adequada (Pedroso, 2009, ARSLVT, 2006).

Para águas de consumo não existem parâmetros de qualidade em relação às cloraminas (D.L. nº 306/2007 de 27 de agosto). A OMS (2011) recomenda valores de monocloramina na água de consumo até 3 mg/L, sendo omissa em relação a valores para dicloraminas e tricloraminas devido à inexistência de informações toxicológicas disponíveis.

No contexto das piscinas e ambientes similares a OMS (2006) indica a concentração de 0,5 mg/m³ de NCl_3 (tricloreto de azoto) no ar interior como valor provisório de referência. Também documentos publicados no boletim do INRS (2004) (*in* ARSLVT, 2006) apontam como “valores limite de conforto” a concentração de 0,5 mg/m³ de NCl_3 para exposições de longa duração e de 1,5 mg/m³ de NCl_3 para exposições de curta duração.

4.4.2. Tricloreto de azoto na atmosfera de piscinas cloradas

A concentração de tricloreto de azoto no ar interior dos edifícios das piscinas (cobertas) foi determinada em alguns estudos: Hery *et al.* em 1995, detetou concentrações até 0,84 mg/m³ e concluiu e que os níveis são geralmente mais elevados em piscinas com acessórios de recreação (*e.g.* slides e repuxos); Jacobs *et al.* (2007) reportou concentrações máximas de 1,34 mg/m³ no ar de 38 piscinas (medições realizadas acima do plano de água); e Le Moullec *et al.* (2004) mediu 0,660 mg/m³ em 30 piscinas interiores de Paris (as medições foram efetuadas na periferia do tanque). Num estudo da ARSLVT (2006), em sete piscinas da região de Lisboa, foi detetada uma concentração máxima de 1,25 mg/m³ de NCl_3 (também medida à volta dos tanques).

De acordo com Bernard *et al.* (2003) e Massin *et al.* (1998) os níveis de tricloroamina em piscinas públicas cobertas variam habitualmente entre 0,2 e 0,9 mg/m³, com valores médios à volta dos 0,5 mg/m³.

4.4.3. Efeitos das cloraminas na saúde

Os efeitos adversos na saúde e o odor desagradável frequentemente observados em piscinas desinfetadas com cloro foram atribuídos, durante bastante tempo, a uma excessiva concentração de cloro. O estudo de Eichelsdörfer & Slovak (1975) foi o primeiro a demonstrar experimentalmente que os compostos de cloro combinado com azoto são, consideravelmente, mais irritantes que o cloro ativo livre.

Atualmente vários estudos apontam as cloraminas, em especial o tricloreto de azoto, como responsáveis por vários efeitos na saúde irritantes e crónicos. Foram descritos efeitos irritantes a nível ocular (conjuntivite) (Eichelsdörfer & Slovak, 1975); perda de cabelo, irritação cutânea e dificuldades respiratórias em crianças (Yoder *et al.*, 2004). Efeitos derivados de exposição crónica à triclорamina foram relatados por: Jacobs *et al.* (2007) num estudo epidemiológico concluiu que trabalhadores de piscinas cobertas demonstram, frequentemente, sintomas no sistema respiratório superior e lançou a hipótese de estes desenvolverem asma ocupacional; Massin *et al.* (1998) considerou plausível a associação entre as queixas de sintomas traqueio-bronquiais e a exposição a tricloreto de azoto, bem como uma elevada prevalência de sintomas de irritação do nariz, garganta e olhos em nadadores salvadores de piscinas públicas francesas; Bernard *et al.* (2003) e (2006) avançou a hipótese de a crescente utilização das piscinas cloradas pelas crianças dos países industrializados ser a razão do aumento da incidência de casos de asma infantil e outras doenças alérgicas nestes países. A relação entre esses casos e a exposição a tricloreto de azoto não foi indubitavelmente comprovada.

4.4.4. Trihalometanos

Os trihalometanos (THM) são compostos orgânicos formados pela substituição de três dos quatro átomos de hidrogénio da molécula de metano por átomos de halogéneos (cloro e bromo) em várias posições, formando assim clorofórmio ($CHCl_3$), bromofórmio ($CHBr_3$), bromodiclorometano ($CHCl_2Br$), dibromoclorometano ($CHClBr_2$) (ARSLVT, 2006). Aparecem na água das piscinas devido à sua presença na água de alimentação (derivado da sua desinfecção) e devido à reação do desinfetante da piscina (cloro ou bromo) com os contaminantes introduzidos (precursores) pelos utilizadores (*e.g.* suor, urina). Os THM são os subprodutos encontrados com maior frequência nas águas de piscinas (de água doce) com desinfetantes à base de cloro, sendo o clorofórmio, geralmente, o mais concentrado (ARSLVT, 2006; PWTAG, 2009).

Os THM são compostos voláteis e podem libertar-se da superfície da água, pelo que também se encontram no ar interior de tanques cobertos. A sua passagem da água da piscina para o ar depende de vários fatores, sendo facilitada pelo aumento da pressão de vapor, aumento da sua concentração na água, elevada temperatura, baixa solubilidade na água, área de contacto entre o plano de água da piscina e a atmosfera e a agitação da água provocada pelos nadadores (ARSLVT, 2006; WHO, 2006).

A OMS (2011) recomenda os seguintes valores máximos de THM para a água de consumo:

- triclorometano (clorofórmio) 300 µg/L;
- bromodiclorometano (BDCM) 60 µg/L;
- dibromoclorometano (DBCM) 100 µg/L;
- tribromometano (bromofórmio) 100 µg/L.

Nos Estados Unidos da América, a USEPA (2013) recomenda um valor guia de total de THM de 80 µg/L. Em Portugal o D.L. nº 306/2007, de 27 de agosto, fixa o valor paramétrico de total de trihalometanos em 100 µg/L. Não existem valores recomendados de concentração de THM na água de piscinas estabelecidos por organismos internacionais, como a OMS, mas alguns países já estabeleceram valores máximos para total de THM como a Dinamarca (50 µg/L) e a Alemanha (20 µg/L) (Silva *et al.*, 2012). Para natação de competição a F.I.N.A. (Federação Internacional de Natação) recomenda um máximo de THM de 20 µg/L (PWTAG, 2009).

Os THM podem ser absorvidos por ingestão, inalação e contacto dérmico, não existindo ainda concordância absoluta sobre a via preferencial de exposição. No entanto parece consensual que a absorção de THM será tanto maior quanto maiores forem as suas concentrações na água da piscina (Pedroso, 2009).

4.4.5. Trihalometanos na água de piscinas cloradas

Stack *et al.* (2000) determinaram as concentrações de THM seleccionados, clorofórmio, bromodiclorometano (BDCM), dibromoclorometano (DBCM) e bromofórmio em águas potáveis e de utilização recreativa. O total de THM na água dos tanques variou entre 105 – 134 µg/L, contribuindo o clorofórmio com 84-86% do total de THM. Fantuzzi *et al.* (2001) reportaram concentrações de totais de THM de 17,8 – 70,8 µg/L em piscinas italianas. Num estudo em oito piscinas de Londres Chu & Nieuwenhuijsen (2002) registaram um máximo de 222,5 µg/L de THM totais e verificaram uma relação linear entre o número de utilizadores, a temperatura da água e a concentração de carbono orgânico total com a concentração de THM. Villanueva *et al.* (2007), no âmbito de um estudo com mulheres grávidas realizado em Bretanha (França) em que avaliaram a exposição a THM, determinaram níveis de concentração de total de THM em piscinas e obtiveram uma concentração média de 80,4 µg/l. Sá *et al.* (2011) em quatro piscinas portuguesas encontrou 22 ± 2 a 577 ± 58 µg/L (média \pm desvio padrão). Silva *et al.* (2012) mediram concentrações máximas de total de THM de 155 µg/L em trinta piscinas interiores de Lisboa desinfetadas na sua maioria com cloro.

4.4.6. THM na atmosfera de piscinas cloradas

Aggazzotti *et al.* (1998), num estudo sobre a exposição a THM e a sua concentração no sangue e ar expirado de cinco nadadores de competição numa piscina clorada, detetou concentrações de clorofórmio de $76,5 \pm 18,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, de BDCM $6,5 \pm 1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e de DBCM $1,4 \pm 0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no ar interior das piscinas. No plasma dos nadadores detetou-se apenas clorofórmio. As concentrações de THM no sangue foram consideravelmente superiores após uma hora de natação.

Fantuzzi *et al.* (2001) examinaram os níveis de THM em cinco piscinas cobertas, em Itália, e obtiveram concentrações médias do total de THM no ar das nave das piscinas de $58,0 \pm 22,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $26,1 \pm 24,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na área de receção e de $25,6 \pm 24,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na sala das máquinas.

Lourencetti *et al.* (2012) registaram máximos de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de clorofórmio, $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de BDCM, $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ DBCM e $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de bromofórmio numa piscina clorada de Barcelona.

Num estudo em quatro piscinas cobertas desinfetadas por cloro de Lisboa foram reportados valores máximos de clorofórmio de $406 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no ar interior (ARSLVT, 2006). Sá *et al.* (2011) num outro estudo em quatro piscinas portuguesas detetaram concentrações de total de THM de 98 ± 10 até $1225 \pm 123 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a cinco cm da superfície da água dos tanques, e de 51 ± 5 até $519 \pm 52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a 150 cm do plano da água dos tanques. Num outro estudo em seis piscinas de Lisboa, Silva *et al.* (2012) detetaram um valor máximo de $373 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de clorofórmio.

A Diretiva 2000/39/CE, de 8 de junho, relativa ao estabelecimento de valores limite de exposição profissional a agentes químicos no trabalho, define para o clorofórmio um valor limite de $10 \text{ mg}/\text{m}^3$, para oito horas de exposição.

4.4.7. Efeitos dos trihalometanos na saúde

Desde que os THM começaram a ser considerados na década de 1970 (Zwiener *et al.*, 2007) vários estudos foram publicados sobre os seus efeitos na saúde humana através da ingestão de água de consumo, e também derivados da utilização de produtos clorados em piscinas (PWTAG, 2009). Alguns deles associaram a exposição crónica a trihalometanos com risco de cancro, casos de nados-mortos e outros defeitos de nascimento (em especial para o BDCM) (PWTAG, 2009).

A OMS (Pond, 2005) publicou um documento sobre a exposição a THM na água de consumo e efeitos na saúde, no qual estão descritos vários estudos realizados em animais e estudos epidemiológicos em humanos. Vários autores tentaram relacionar a exposição a THM com o aparecimento de cancro da bexiga, cólon, retal, pâncreas e cérebro em humanos. De acordo com a OMS, os dados apresentados nesses estudos não são suficientes para confirmar uma relação dose-resposta ou de causalidade. No mesmo documento (Pond, 2005) fez-se uma revisão de artigos sobre efeitos reprodutivos em três níveis: efeitos no desenvolvimento fetal (nascimentos prematuros ou crescimento intra-uterino retardado); efeitos na viabilidade fetal (abortos espontâneos e nados-mortos); e efeitos no risco de malformações fetais (anomalias

congénitas). Mais uma vez estes estudos foram inconsistentes no padrão de associação ou apresentaram conclusões contraditórias. Estas conclusões foram, no entanto, suficientes para a International Agency of Research on Cancer (IARC) classificar dois dos THM principais como possíveis carcinogénicos humanos. A tabela 4.3 mostra a classificação da IARC dos quatro principais trihalometanos quanto à sua carcinogenicidade.

Tabela 4.3 - Classificação da International Agency of Research on Cancer (IARC) quanto à carcinogenicidade. Fonte IARC (2013).

Subproduto	Grupo a que pertence	Classificação IARC
Clorofórmio	Grupo 2B	Possível carcinogénico humano
Bromodiclorometano	Grupo 2B	Possível carcinogénico humano
Dibromoclorometano	Grupo 3	Não classificável
Bromofórmio	Grupo 3	Não classificável

Vários autores admitem a relevância da frequência de piscinas para a exposição a THM e aumento do risco de cancro (Lévesque *et al.*, 1994, Villanueva *et al.*, 2006a; Villanueva *et al.*, 2006b; Villanueva *et al.*, 2007; Panyakapo *et al.*, 2007; Lakind *et al.*, 2010).

Villanueva *et al.* (2007), Kogevinas *et al.* (2010) referem que a inalação e a absorção dérmica de THM podem causar uma maior concentração de THM nos órgãos alvo de estudos (*e.g.* rins, bexiga e colon) do que a ingestão de água pois entram diretamente na corrente sanguínea, não percorrem o sistema digestivo nem passam pelo fígado. Erdinger *et al.* (2004) afirmam que a inalação é a via mais importante de absorção de THM em piscinas interiores.

Estão descritos cancros da bexiga, cólon (Villanueva *et al.*, 2006a e 2006b) implicações adversas na função respiratória e asma, efeitos na função reprodutiva, implicações a nível ocular (Lourencetti *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2012), melanoma (Nelemans *et al.*, 1994) e outros efeitos genotóxicos (Kogevinas *et al.*, 2010).

4.4.8. Ácidos haloacéticos clorados

Outro grupo de subprodutos da desinfecção por cloro é o dos ácidos haloactéticos (AHA), dos quais os ácidos dicloroacético (ADCA) e tricloroacético (ATCA) estão, geralmente, presentes em maiores concentrações na água de consumo humano (WHO, 2000).

Alguns estudos em piscinas interiores e descobertas determinaram os níveis de ácidos haloacéticos na água: Stottmeister & Naglitsch (1996) (in WHO, 2006) reportaram concentrações de 1,5 – 192 µg/L de ADCA e 3,5 – 199 µg/L de ATCA numa piscina interior, e 6,2 – 562 µg/L de ADCA e 8,2 – 887 µg/L de ATCA numa piscina descoberta. Clemens & Scholer (1992) encontraram concentrações médias de 5,6 µg/L e de 119,9 µg/L de ADCA em piscinas interiores e exteriores, respetivamente. Kim & Weisel (1998), em três piscinas interiores, mediram uma

concentração média de ADCA de 419 µg/L. Sá *et al.* (2012) encontraram, em piscinas interiores portuguesas, concentrações médias de 10±2 a 183±22 µg/L de total de ácidos haloacéticos, correspondendo cerca de 55±20% a ADCA e ATCA. Estes autores verificaram que a concentração dos AHA na água dos tanques é diretamente proporcional à concentração de matéria orgânica. No mesmo estudo a concentração de total de AHA medida no ar interior dessas piscinas foi de 5±1 até 64±10 µg/m³.

No que respeita aos riscos para a saúde, vários estudos foram produzidos utilizando animais de laboratório. Através da ingestão de água com doses elevadas de ADCA e ATCA esses animais desenvolveram cancro do fígado e malformações cardíacas (Boorman *et al.*, 1999). Também foram observados efeitos reprodutivos e no desenvolvimento. Quanto à saúde humana, os estudos epidemiológicos sobre exposição a AHA são escassos pelo que não é possível formular um modelo dose-resposta biologicamente sustentado (WHO, 2005). Segundo a IARC (2013) o ácido dicloroacético pertence ao grupo 2B (possível carcinogénico humano), ao passo que, os ácidos mono e tricloroacéticos pertencem ao grupo 3 (não classificáveis) quanto à sua carcinogenicidade.

Não existe regulação específica sobre valores para os AHA de cloro em água de piscinas. Para água de consumo a USEPA (2013) propôs um nível máximo de contaminação de 60 µg/L para a soma de cinco ácidos haloacéticos (Sá *et al.*, 2012). A OMS (2011) recomenda os seguintes valores guia:

- ácido monocloraacético 20 µg/L;
- ácido dicloroacético 50 µg/L (provisório);
- ácido tricloroacético 200 µg/L.

Sobre a via preferencial de exposição Cardador & Galelo (2011) concluíram através de estimativas de exposição em duas piscinas (uma interior e outra exterior) que a ingestão é a principal via (cerca de 94%) seguida da inalação.

4.4.9. Ácidos haloacéticos bromados

Os ácidos haloacéticos bromados formam-se durante a desinfecção de água que contenha iões brometo e matéria orgânica. Os ácidos haloacéticos bromados mais estudados na literatura científica são o ácido monobromoacético (AMBA), dibromoacético (ADBA) e bromocloroacético (ABCA) (WHO, 2000; WHO, 2003; WHO, 2011)

Em piscinas é frequente encontrar estes compostos se a água de alimentação for de origem marinha (rica em brometo) desinfetada com cloro ou se a desinfecção da água ocorrer com compostos de bromo e/ou ozono, independentemente da origem da água (Parinet *et al.*, 2012; WHO, 2006). Stottmeister & Naglitsch (1996) (in WHO, 2006) encontraram valores máximos de 3,3 µg/L, 1,9 µg/L e 1,7 µg/L de AMBA nas águas de piscinas interior, hidroterapia e exterior, respetivamente; e 7,7 µg/L, 4,8 µg/L e 1,3 µg/L de ADBA, respetivamente, para as mesmas piscinas.

A informação existente sobre a toxicidade deste grupo de compostos é muito limitada. Estudos realizados sobre exposição a curto e a longo prazo, toxicidade reprodutiva e de desenvolvimento e sobre mutagenicidade destes compostos *in vivo* e *in vitro* (WHO, 2000; WHO, 2004) levaram à classificação do ADBA e do ABCA pela IARC (2013) como pertencentes ao grupo 2B (possíveis carcinogénicos humanos).

A OMS (2011) não estabeleceu um valor *guideline* destes compostos para a água de consumo humano devido à inadequabilidade da informação disponível.

4.4.10. Clorato

O clorato forma-se quando produtos de cloro, cloramina ou dióxido de cloro são usados para desinfetar água (Michalski & Mathews, 2006). Também pode aparecer numa solução de hipoclorito de sódio à medida que envelhece, pois o hipoclorito de sódio decompõe-se lentamente em iões clorito e clorato (WHO, 2011).

Alguns estudos em piscinas cloradas determinaram a concentração de clorato na água. Erdinger *et al.* (1999), em 33 piscinas desinfetadas por cloro gasoso ou hipoclorito de sódio, encontraram concentrações entre 1 e 40 mg/L, sendo 17 mg/L o valor médio da concentração de clorato para amostras de piscinas desinfetadas com hipoclorito de sódio. Michalski & Mathews (2006) determinaram valores de clorato entre $2,14 \pm 0,09$ e $31,92 \pm 1,02$ mg/L em sete amostras de piscinas cuja água foi tratada com produtos de cloro ou com ozono. Ribeiro *et al.* (2011) encontraram um valor máximo de 26,7 mg/L em 54 amostras de água de piscinas interiores de água doce e oito amostras de piscinas com água do mar.

Apesar de a informação disponível sobre os efeitos nefastos para a saúde humana ser pouco extensa, sabe-se que a principal razão de preocupação com a exposição ao clorato são os danos oxidativos para os glóbulos vermelhos e que os seus metabolitos são mais tóxicos que o ião de clorato propriamente dito. Doses elevadas de clorato podem também interferir com a função da tiroide (WHO, 2011; Michalski & Mathews, 2006).

A OMS (2011) recomenda um *guideline* de 700 µg/L (provisório). A mesma organização recomenda que este valor deve ser o mais baixo possível enquanto não houver informação toxicológica fiável.

5. BROMO E DERIVADOS

Os desinfetantes à base de bromo são utilizados, principalmente, em tanques de hidromassagem aquecidos (é mais estável que o cloro a temperaturas elevadas) e em piscinas domésticas interiores. É menos adequado para piscinas descobertas pois não pode ser estabilizado contra as perdas devidas à radiação UV (NSW Health, 2013). Outros autores referem que o poder algicida do bromo é superior ao do cloro, sendo utilizado com sucesso em piscinas ao ar livre (Beleza *et al.*, 2007).

O bromo, tal como o cloro, é um halogéneo e os mecanismos de desinfecção são semelhantes. Quando adicionado à água forma-se bromo residual livre (ácido hipobromoso e ião hipobromito), responsável por inativar ou destruir a atividade microbológica e oxidar a matéria orgânica (PWTAG, 2009).

O bromo elementar (Br_2) é um líquido acastanhado, três vezes mais denso que a água e volátil à temperatura ambiente (Beleza *et al.*, 2007). Emana gases que são tóxicos para os olhos e para o trato respiratório (WHO, 2006) e não é considerado apropriado para desinfecção de piscinas (WHO, 2006; PWTAG, 2009).

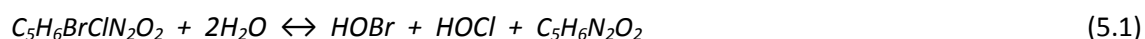
Utilizam-se dois diferentes processos com o bromo para desinfetar a água de piscinas e de ambientes similares (SAHC, 1992; WHO, 2006; PWTAG, 2009; NSW Health, 2013): a bromoclorodimetilhidantoína (BCDMH) ou uma solução de brometo de sódio e um oxidante (geralmente hipoclorito).

A bromoclorodimetilhidantoína ($C_5H_6BrClN_2O_2$) é um composto orgânico, de fácil utilização, vendido sob a forma de granulado ou de pastilhas de cor branca.

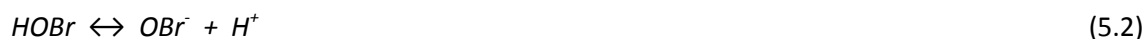
O brometo de sódio ($NaBr$) é um produto estável e bastante solúvel em água. É vendido sob a forma de solução.

5.1. Química da desinfecção com bromo

A BCDMH ao dissolver-se lentamente na água liberta ácido hipobromoso e ácido hipocloroso como mostra a equação 5.1 (SAHC, 1992):



O ácido hipobromoso dissocia-se parcialmente dando origem a iões hipobromito e hidrogenião:



Verifica-se que a água da piscina desinfetada com bromo contém ácido hipobromoso e iões hipobromito. As suas concentrações relativas dependem do *pH* da água como se observa na tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Percentagem de ácido hipobromoso e ião hipobromito, a 20°C, para vários valores de pH (Fonte: Beleza *et al.*, 2007).

<i>pH</i>	% de ácido hipobromoso	% de hipobromito
6,0	100	0
7,0	98	2
7,2	96	4
7,8	87	13
8,0	83	17

Durante a sua ação de desinfecção o ácido hipobromoso produz iões brometo (Br^-) à medida que destrói microrganismos. Estes iões vão reagir com o ácido hipocloroso, formado quando se dissolve BCDMH, produzindo ácido hipobromoso (PWTAG, 2009):



Analisando estas equações verifica-se que o desinfetante predominante é o ácido hipobromoso. Na prática, este ácido pode ser o único agente de desinfecção presente na água da piscina, especialmente se a concentração do ião brometo for relativamente elevada. No entanto, deve-se notar que o ácido hipocloroso pode atuar como desinfetante em conjunto com o ácido hipobromoso, caso a concentração de brometo de sódio água do tanque seja inferior à do ácido hipocloroso (SAHC, 1992).

O brometo de sódio não tem capacidade de desinfecção, mas ao reagir com o ácido hipocloroso proveniente da dissolução do hipoclorito de sódio em água (equação 4.1), também produz ácido hipobromoso (SAHC, 1992):



5.2. Concentrações recomendadas

Tal como com os desinfetantes a base de cloro, as práticas operacionais locais variam e podem ser consideradas aceitáveis concentrações de bromo totais tão altas como 10 mg/L Br_2 . Apesar de serem limitadas as evidências sobre a toxicidade do bromo, e recomendável que o total de bromo não exceda 2,0 – 2,5 mg/L Br_2 (WHO, 2006).

O D.R. nº 5/97 recomenda um valor para a concentração de bromo de 1 mg/L Br_2 e valores limite de 0,8 a 2 mg/L Br_2 .

A ARSLVT (2005) no Programa de Vigilância Sanitária de Piscinas admite valores entre 1 e 4 mg/L para o bromo total. A desinfecção recorrendo a um produto à base de bromo resulta na produção de bromo combinado como desinfetante eficaz e predominante. Quando se monitoriza a concentração deste desinfetante não se diferencia o bromo residual livre do bromo combinado uma vez que este último ainda possui eficácia de desinfecção.

Para a água de consumo humano a OMS não estabeleceu valores recomendados pois os produtos de bromo não são utilizados para a desinfecção desta água. Pela mesma razão não existem valores máximos admitidos para as bromaminas (PWTAG, 2009).

5.3. Efeitos do bromo na saúde

Até à data poucos estudos foram realizados sobre os efeitos na saúde humana da utilização dos compostos bromados na desinfecção de piscinas e ambientes similares. Rycroft & Penny (1983) reportaram que existem provas circunstanciais de que as piscinas desinfetadas com BCDMH estão associadas com dermatoses, geralmente de natureza eczematosa. No entanto Kelsall & Sim (2001) num estudo comparativo de três sistemas de desinfecção diferentes (cloro, cloro/ozono e bromo/ozono) concluíram que o sistema de desinfecção com bromo não estava associado a um maior risco de desenvolvimento de irritações cutâneas, embora o número de utilizadores em estudo fosse baixo. Neste estudo foi utilizado brometo de sódio e não BCDMH, o que, para além da combinação com a desinfecção com ozono, pode ter resultado em subprodutos de desinfecção diferentes. Estes estudos foram inconclusivos se a origem dos efeitos irritantes se devem aos produtos de bromo ou aos subprodutos associados. Martínez-Escala *et al.* (sem data) reportou dois casos de dermatite alérgica de contacto à BCDMH, referindo que podem ser eventos raros. Pardo *et al.* (2007) também reportou a ocorrência de casos de dermatite em utilizadores de piscinas bromadas.

5.4. Subprodutos da desinfecção com bromo

Os subprodutos de desinfecção com desinfetantes à base de bromo em piscinas e ambientes similares são: bromaminas, trihalometanos (sobretudo bromofórmio), hidrato de bromo e bromato (WHO, 2006).

5.4.1. Bromaminas

Num processo semelhante à formação das cloraminas na desinfecção com cloro, o ácido hipobromoso reage com os compostos azotados formando as bromaminas, de acordo com as equações 5.5, 5.6 e 5.7 (SAHC, 1992):



As bromaminas não são agressivas para a pele e mucosas e degradam-se rapidamente em produtos inertes, sem produzir irritação nos olhos e nas mucosas, nem cheiros desagradáveis (Kelsall & Sim, 2001; ARSLVT, 2006). Para além disso, as bromaminas (em especial a

monobromamina) têm uma eficácia de desinfecção quase igual à do bromo livre (Johannesson, 1960) pelo que não existe necessidade de os diferenciar na monitorização da atividade desinfetante (PWTAG, 2013). A sua decomposição nas condições existentes na piscina é muito rápida (cerca de 20 minutos) (Beleza *et al.*, 2007) pelo que Johannesson (1960) admite que o tribrometo de azoto (mais volátil e irritante de acordo com WHO, 2006) não chega a formar-se. Por estas razões não é necessário atingir-se o ponto de rutura (ou *breakpoint*) com a intenção de destruir as bromaminas (Johannesson, 1960).

A SAHC (1992) refere que as bromaminas têm poder desinfetante efetivo apenas quando são formadas pela reação do ácido hipobromoso com o amoníaco, e que quando provêm das reações com outras aminas derivadas dos utilizadores, as bromaminas têm pouca capacidade desinfetante. Estas são mais estáveis e a sua acumulação pode impedir a desinfecção da água. Reduz-se a concentração destes compostos na água através da substituição de uma porção do volume de água.

5.4.2. Trihalometanos em piscinas bromadas

Em piscinas desinfetadas com compostos de bromo os trihalometanos mais frequentemente encontrados, tanto no ar interior como na água do tanque, são os mesmos que para as piscinas cloradas, a diferença está na sua proporção. Chaib & Moschandreas (2006) referem que a presença do ião brometo tem um efeito substancial tanto na especiação como na formação total de trihalometanos. Nokes *et al.* (1999) afirmam que a formação de espécies de THM bromados depende, *inter alia*, do rácio entre as concentrações de brometo:cloro.

Lourencetti *et al.* (2012) compararam as concentrações de trihalometanos determinadas na água, ar interior e ar exalado, em duas piscinas de Barcelona situadas na mesma área da cidade que recebiam água de alimentação da mesma origem. Uma usava cloro como desinfetante e a outra bromo, mais especificamente BCDMH. Os autores concluíram que as concentrações de THM no ar interior refletem as distribuições de THM na água, as quais são predominadas por clorofórmio ou por bromofórmio de acordo com a utilização de cloro ou de bromo para desinfecção. Os resultados deste estudo foram similares aos de Judd & Jeffrey (1995) no qual também se comparou a formação de THM usando ácido hipobromoso e hipocloroso num tanque modelo com simulação de condições de uma piscina real. Em ambos os estudos formou-se uma quantidade ligeiramente maior de THM (total) empregando desinfetante de bromo sob as mesmas condições controladas. Richardson *et al.* (2010) ao compararem os totais de THM numa piscina clorada e em outra bromada obtiveram valores que confirmam os dois estudos anteriores. A maior concentração de clorofórmio no ar interior e exalado em piscinas bromadas relativamente ao DBCM e ao BDCM poderá dever-se à sua maior volatilidade (Lourencetti *et al.*, 2012). A figura 5.1 mostra as composições médias molares relativas de THM na água e no ar interior de piscinas que utilizam cloro e bromo.

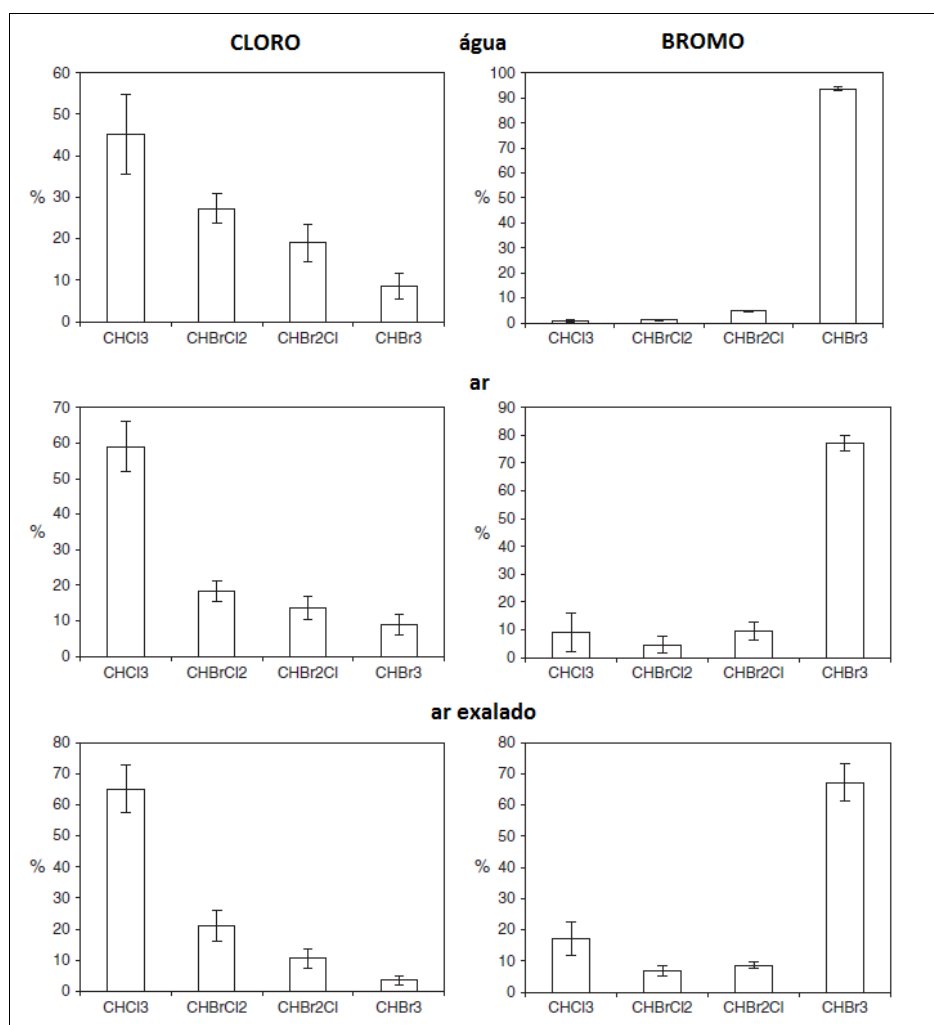


Figura 5.1 - Histogramas representando a composição média molar relativa de THM na água e no ar interior de piscinas que utilizam cloro e bromo para desinfecção e no ar exalado de voluntários presentes nas piscinas. As barras de erro indicam o desvio padrão (adaptado de Lourencetti *et al*, 2012).

De acordo com a IARC (ver tabela 4.3) o dibromoclorometano e o bromofórmio ainda não são classificáveis quanto à sua carcinogenicidade em humanos. Por outro lado, de acordo com Plewa *et al.* (2002), numa experiência em animais de laboratório, os THM contendo mais átomos de bromo que de cloro são mais citotóxicos e mutagênicos.

6. OZONO

O ozono é um gás palidamente azulado, com odor a picante característico e propriedades desinfetantes, desodorizantes e descorantes. Por ser muito instável e perigoso tem de ser produzido no local de aplicação (*in situ*). O ozono pode ser gerado através da ação ionizante sobre o oxigénio (puro ou de ar seco) de um campo elétrico criado por um potencial elevado (“descarga corona”), ou através da incisão de radiação UV numa corrente de ar (Rice, 1995; Wojtowicz, 2001; Beleza *et al.*, 2007). O primeiro método produz concentrações de ozono dez a mil vezes superiores que o segundo. No tratamento de água de piscinas usa-se, quase exclusivamente, ar para gerar ozono. Esse ar deve ser seco e filtrado pois a presença de humidade diminui a sua produção e leva à formação de ácido nítrico, corrosivo para o aparelho de geração de ozono. Em piscinas públicas usa-se sobretudo a geração de ozono por “descarga corona” devido ao maior número de utilizadores e à otimização de custos (Rice, 1995).

Nos geradores de ozono (de placas ou tubulares) produzem-se 3 a 30 gramas de ozono por cada metro cúbico de ar. A produção de 1 kg de ozono corresponde a consumos de 25 a 30 kW.h de energia (Beleza *et al.*, 2007).

A aplicação do ozono faz-se por injeção da corrente gasosa na água antes da câmara de contacto. Esta deverá estar dimensionada para um tempo de contacto superior a quatro (Beleza *et al.*, 2007) ou a dois minutos (Wojtowicz, 2001) de modo a assegurar um tratamento eficiente. O ozono é um gás tóxico, rapidamente vaporizável, mais denso que o ar e por ser pouco solúvel em água tende a escapar da solução aquosa. Para evitar o desconforto e efeitos adversos na saúde após a câmara de contacto toda a corrente deverá passar por uma etapa de desozonização (usando carvão ativado granular, antracite ativada por tratamento térmico ou destruição térmica). Por esta razão o ozono não pode ser usado como desinfetante exclusivo e tem de ser aplicado cloro ou bromo para garantir residual de desinfetante na água do tanque (Wojtowicz, 2001; Beleza *et al.*, 2007). Como o residual de desinfetante também é removido no processo de desozonização, aquele deve ser aplicado após este processo (WHO, 2006; Beleza *et al.*, 2007). Na etapa de desozonização podem ocorrer problemas de colonização microbológica, em especial no filtro e na unidade de carvão ativado granular. Para evitar tal situação deve-se garantir que chega residual desinfetante proveniente da água do tanque, mantendo a pressão e velocidade de filtração adequadas (WHO, 2006).

A ozonização da água de uma piscina pode ser realizada de modo parcial quando se encaminha aproximadamente 20 a 30% do caudal de água a tratar para um fluxo separativo, o qual é tratado sob os mesmos critérios construtivos básicos de um sistema de ozonização total. Este método torna o tratamento mais económico (comparado com a ozonização do caudal total) mas deve ser usado apenas em piscinas com poucos utilizadores (Watertec Engineering, 2006). Os benefícios da ozonização parcial na eliminação de contaminantes são proporcionais à percentagem de água ozonizada mas a actividade bactericida e viricida podem não ser proporcionais. É um sistema que pode ser instalado em piscinas cuja estação de tratamento foi construída previamente (PWTAG, 2009).

Nas condições apropriadas de funcionamento (concentração e tempo de contacto), o ozono tem um poder oxidante elevado que leva a uma menor carência de desinfetante residual para a água da piscina. Assim, a dose necessária de cloro ou bromo para formar o residual de desinfetante é menor do que num sistema desinfetante com cloro (ou bromo) em exclusivo (WHO, 2006) e esta reduzida concentração de cloro adicionada é, quase toda, convertida em cloro residual livre (PWTAG, 2009).

Nos sistemas de desinfecção com ozono em combinação com cloro, as cloraminas são oxidadas pelo ozono e os precursores de subprodutos de desinfecção também são oxidados resultando em níveis muito reduzidos de THM (<0,02 mg/L) e de outros compostos orgânicos clorados. No entanto, o uso de ozono combinado com cloro é, consideravelmente, mais dispendioso que o uso exclusivo de cloro (WHO, 2006).

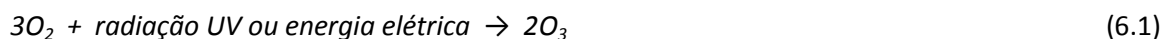
Também existe um sistema de ozono em combinação com BCDMH. Neste caso a prática é adicionar pequenas quantidades de ozono para oxidar apenas o ião brometo (resultante do gasto de ácido hipobromoso) de volta a ácido hipobromoso. Esta combinação ozono/BCDMH permite a adição de menor quantidade de BCDMH. O ozono também pode ser utilizado como oxidante em combinação com o brometo de sódio, num processo de regeneração do ácido hipobromoso semelhante ao descrito para a BCDMH (Rice, 1995; WHO, 2006). O PWTAG (2009) desaconselha a adição de desinfetantes de bromo devido à formação de elevadas concentrações de bromato. Por outro lado na presença de produtos clorados produz-se o ião clorato (Beleza *et al.*, 2007).

O ponto de aplicação da unidade de ozonização mais eficiente e que proporciona melhor desinfecção, nos esquemas de tratamento de água em piscinas, é após a filtração com sistemas de contacto e de desozonização separados (PWTAG, 2009). A parte 4 da DIN 19643 alemã (*in* Zwiener *et al.*, 2007) preconiza também um esquema de tratamento no qual a ozonização é realizada após a floculação e antes da filtração (tabela 1.15).

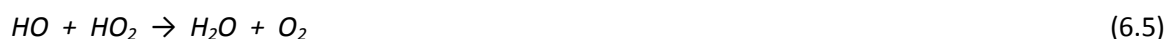
O ozono tem, do ponto de vista termodinâmico, um poder oxidante muito mais elevado que o cloro mas, cineticamente, nem sempre é superior. Alguns contaminantes dos utilizadores (*e.g.* amoníaco, ureia e creatinina) são oxidados mais lentamente pelo ozono do que pelo cloro e bromo (Wojtowicz, 2001).

6.1. Química da desinfecção com ozono

A geração de ozono pode ser conseguida por uma corrente elétrica ou por luz UV como mostra a equação 6.1 (Wojtowicz, 2001):



Algumas das propriedades químicas do ozono podem ser descritas pelas suas reações de decomposição em água, as quais, acredita-se, ocorrem da seguinte forma (Metcalf & Eddy, 2003):



Dissolvido na água o ozono pode reagir com os contaminantes de duas formas: pela reação direta da molécula de O_3 , e indiretamente, pelas reações de radical livre (Rice, 1995). Os radicais livres formados, $(HO_2)^{\bullet}$ e $(HO)^{\bullet}$, têm um potencial de oxidação mais elevado que a própria molécula de ozono e tendo uma meia-vida muito curta (na ordem dos microssegundos) oxidam rapidamente outras impurezas presentes na água, cabendo a desinfecção à molécula de ozono. (Rice, 1995; Metcalf & Eddy, 2003).

De acordo com Rice (1995) a grande maioria dos compostos orgânicos são apenas parcialmente oxidados, mesmo usando um agente oxidante forte como o ozono. Os compostos orgânicos azotados (*e.g.* ureia, creatina) e os compostos orgânicos clorados (*e.g.* THM) são pouco reativos com o ozono, não sendo destruídos por ozonização nos tempos de reação possíveis no tratamento em piscinas. Esta oxidação parcial torna as moléculas orgânicas muito mais polares devido à formação de grupos carbonilo, carboxilo e hidroxilo. Na presença de catiões polivalentes (*e.g.* cálcio, magnésio, ferro, alumínio, manganês) os grupos polares formados combinam com os catiões originando compostos complexos de elevado peso molecular, insolúveis e que podem ser removidos prontamente por filtração. Este processo denomina-se “microfloculação” (floculação de micropoluentes). O mesmo autor refere que os subprodutos da presença de um pequeno residual de halogéneo são muito mais suscetíveis de oxidação do ozono que os produtos azotados não clorados (ou não bromados). Por esta razão a etapa de ozonização deve estar o mais a montante possível na sequência de tratamento, de preferência, antes da filtração.

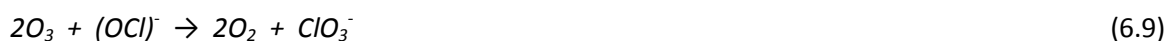
A passagem por um filtro de carvão ativado granular destrói o ozono. Este material consiste em carbono elementar que é um forte agente redutor. Após o contacto com o ozono, o carbono é oxidado em monóxido e em dióxido de carbono, destruindo-se o ozono como mostram as equações 6.6 e 6.7 (Rice, 1995):



O ozono é neutro em termos do *pH* (PWTAG, 2009) mas, dependendo da alcalinidade pode baixar o *pH* da água que entra no tanque devido a esta produção de dióxido de carbono embora nas concentrações utilizadas seja pouco perceptível.

Reações com o cloro

O ozono adicionado a água contendo cloro livre não reage com o ácido hipocloroso mas apenas com o ião hipoclorito produzindo iões cloretos e clorato (Rice, 1995):



A monocloramina é também lentamente oxidada pelo ozono em iões nitrato e cloreto (Rice, 1995):

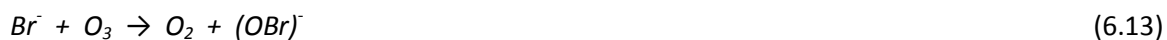


Reações com o bromo

A química envolvida nos sistemas ozono/bromo processa-se da seguinte forma (Rice, 1995):



O ião brometo produzido é então oxidado pelo ozono formando-se o ião hipobromito (Rice, 1995):



Seguidamente o hipobromito forma ácido hipobromoso e alcança um equilíbrio de acordo com a equação 5.2.

O ozono também destrói a monobromamina a uma taxa de oxidação cinco vezes superior à da oxidação da cloramina (Rice, 1995):



6.2. Concentrações recomendadas

De acordo com a OMS (2006) deve-se tratar toda a água recirculante com concentrações de ozono entre 0,8 e 1,5 mg/L dependendo da temperatura, durante vários minutos. O PWTAG (2009) refere valores de 1 mg/L durante dois minutos e 1,5 mg/L durante três minutos se a temperatura da água for superior a 32°C. Beleza *et al.* (2007) recomendam 0,6 a 1,5 mg/L durante um período não inferior a quatro minutos. A Diretiva CNQ 23/93 refere que o contacto do ozono com a água deve permitir manter uma taxa residual mínima de 0,4 mg/L de ozono durante quatro minutos.

A legislação portuguesa não refere os valores de concentração de ozono recomendados para tratamento de água de piscinas, no entanto, o D.R. nº 5/97 recomenda que a concentração de ozono na água da piscina deve ser nula, ou no limite, menor que 0,01 mg/L.

6.3. Efeito bactericida do ozono

Sendo um poderoso oxidante é geralmente aceite que a morte de bactérias ocorre diretamente através da desintegração da membrana celular (lise da célula). O ozono também, é um poderoso viricida, sendo credível que seja mais eficaz que o cloro (Metcalf&Eddy, 2003).

6.4 Efeitos do ozono na saúde

A principal questão, em termos de saúde, relacionada com a desinfeção com ozono da água da piscina, está relacionada com a possibilidade de fuga ou libertação de ozono a partir do gerador de ozono ou da câmara de contacto. Estes locais devem ser ventilados apropriadamente para o exterior da instalação e deverá ser instalado um sensor de fugas de ozono. O ozono é um irritante respiratório severo, como tal é importante que a sua concentração na atmosfera da piscina seja controlada (WHO, 2006). A WHO (2000) recomenda para a qualidade do ar um *guideline* de 0,12 mg/m³ para a proteção dos utilizadores e dos profissionais de piscinas. Outro aspeto importante deste sistema é que requer dos operadores de piscinas um elevado grau de especialização comparado com a desinfeção com outros sistemas (PWTAG, 2009).

6.5. Subprodutos da desinfeção com ozono

De acordo com a OMS (2006) os subprodutos associados à desinfeção com ozono em piscinas e ambientes similares são: bromato, aldeídos, cetonas, cetoácidos, ácidos carboxílicos, bromofórmio e ácidos acéticos bromados.

6.5.1. Bromato

O bromato forma-se na água de piscinas quando o ozono reage com o ião brometo, naturalmente presente na água de alimentação, ou da adição de desinfetantes à base de bromo, em particular em valores de *pH* elevados. Também pode ser introduzido durante a operação de geração eletrolítica de hipoclorito. Na água de alimentação pode-se formar bromato como resultado da sua desinfeção com ozono ou hipoclorito de sódio (PWTAG, 2009).

Michalski & Mathews (2006) encontraram bromato apenas em duas amostras de água de piscinas desinfetadas com ozono, a sua concentração foi de 0,08±0,01 e 0,511±0,02 mg/L. Nas piscinas tratadas com hipoclorito de sódio e dióxido de cloro a concentração de bromato estava abaixo do nível de deteção. Fantuzzi *et al.* (2009) detetaram valores de bromato entre 10 e 48

µg/L em vinte piscinas do Norte de Itália desinfetadas com produtos de cloro. Apenas em 19% dessas amostras a concentração de bromato estava acima do limite de deteção.

Após estudos de efeitos crónicos em animais de laboratório, o bromato foi associado a danos renais, ao aparecimento de tumores nos rins, peritoneu e na tiróide e alterações cromossómicas em células de mamíferos (WHO, 2000). A IARC classificou o bromato como possível carcinogénico humano (grupo 2B).

A OMS (2011) recomenda para o bromato um *guideline* (provisório) de 10 µg/L para a água de consumo humano.

7. RADIAÇÃO UV

A radiação UV corresponde à região do espectro eletromagnético entre os raios X e a luz visível, *i.e.* entre os 100 e os 400 nm de comprimento de onda. Por sua vez o espectro da radiação UV está dividido em quatro regiões: UV-A, UV-B, UV-C e UV de vácuo. A sua produção artificial é conseguida aplicando uma voltagem através de uma mistura gasosa resultando uma descarga de fotões. A maioria das lâmpadas UV desenhadas para o tratamento de água usa vapor de mercúrio na mistura gasosa, devido à sua propriedade de emitir luz no comprimento de onda germicida. Outros gases como o xénon também podem ser usados pela mesma razão (USEPA, 2006). A desinfecção pela irradiação de UV proporciona-se com comprimentos de onda entre os 200 e os 300 nm, que corresponde, sobretudo, à região UV-C (WHO, 2006). A zona ótima (mais eficaz) de inativação de microrganismos está entre os 263 e 275 nm, sendo o valor de 265 nm o mais eficaz (Beleza *et al.*, 2007).

Uma unidade de UV típica consiste em uma ou mais lâmpadas UV numa câmara de aço inoxidável. Instala-se o sistema na tubagem de recirculação da piscina de modo a que toda a água do tanque seja tratada de forma contínua e regular (PWTAG, 2009). Se os tubos de luz UV estiverem submersos na corrente da água, têm de ser colocados dentro de mangas de quartzo, os quais protegem as lâmpadas e facilitam a limpeza e substituição (Spellman, 1999).

Os progressos tecnológicos possibilitam que a desinfecção por UV se processe em canal, sem ser necessário tanques de contacto (Spellman, 1999). O desenho do reator deve garantir para todas as partículas o mesmo tempo de residência (retenção), e a não existência de caminhos preferenciais e de zonas mortas. Além disso o escoamento da água deve ser em regime turbulento porque a intensidade da radiação diminui à medida que penetra na camada de líquido (Beleza *et al.*, 2007).

A orientação das lâmpadas perpendicular ou paralela à deslocação de água depende do espaço disponível para a montagem do equipamento e do desenho do circuito de tratamento. Em piscinas tem sido dada a preferência à colocação das lâmpadas paralelamente à direção do fluxo de água. Tal como os ozonizadores, os reatores UV são sempre montados em derivação para prevenir uma eventual necessidade de os colocar fora de serviço (Beleza *et al.*, 2007).

A radiação UV inativa microrganismos e assiste na destruição das cloraminas e de outros poluentes orgânicos através da foto-oxidação. Tal como o ozono, a radiação UV purifica a água de recirculação sem deixar residual de desinfetante, tornando-se necessário adicionar cloro ou bromo antes da sua devolução ao tanque de natação. (WHO, 2006; PWTAG, 2009). Na escolha de um sistema de UV apropriado deve-se ter em atenção os seguintes critérios (WHO, 2006):

- tipo de microrganismo a ser destruído;
- caudal a ser tratado;
- tipo de lâmpadas (pressão baixa ou média);
- dose de radiação UV;
- temperatura da água;
- taxa de desinfecção.

As lâmpadas de UV utilizadas em piscinas são de baixa ou média pressão, pressão essa que está relacionada com a concentração de átomos de mercúrio, *i.e.* com a pressão de vapor de mercúrio (USEPA, 2006; PWTAG, 2009).

A lâmpada de baixa pressão e baixa intensidade emite radiação monocromática com comprimento de onda de 253,7 nm, muito próximo da zona ótima de eliminação de microrganismos, operando a cerca de 40°C de temperatura. Estas lâmpadas têm eficiências (UV-C) entre 30 e 40% e uma potência consumida de 100 W (Beleza *et al.*, 2007)

As lâmpadas de baixa pressão e de elevada intensidade operam a temperaturas mais elevadas (90 a 150°C), têm maiores tempos de vida (geralmente mais 25% que as de baixa intensidade) e potências de saída superiores. A sua eficiência (UV-C) varia entre 25 e 35% e a potência consumida é cerca de 500 W (Beleza *et al.*, 2007).

As lâmpadas de média pressão produzem radiação policromática, da qual apenas 7 a 15% da radiação emitida se encontra na zona dos 254 nm. Estas lâmpadas operam a temperaturas entre 600 e 800°C e, por isso, é essencial a limpeza da manga de quartzo para evitar a formação de uma película opaca na sua superfície (Metcalf&Eddy, 2003; Beleza *et al.*, 2007) Segundo os mesmos autores a eficiência como germicida na zona 250 – 260 nm é de 10 a 12%, embora seja de 27 a 44% na banda UV-C. Além de serem germicidas eficazes, as lâmpadas de média pressão, devido à maior amplitude de radiação emitida, conseguem decompor mais eficientemente as cloraminas (PWTAG, 2009). A sua potência consumida chega a valores superiores a 5 kW (Beleza *et al.*, 2007).

A eficiência da desinfecção por radiação UV depende de (Spellman, 1999):

- intensidade da luz UV;
- tempo de contacto;
- turvação e sólidos totais em suspensão na água.

Em geral, admite-se que a potência consumida por um sistema de média pressão seja cerca de três vezes superior à de sistemas de baixa pressão, para o mesmo efeito bactericida. A dose D de UV ($\text{mJ}/\text{cm}^2 = \text{mW} \cdot \text{s}/\text{cm}^2$) a aplicar é definida pelo produto $D = I \cdot t$, em que I (mW/cm^2) é a intensidade média da radiação emitida e t (s) o tempo de exposição de uma partícula (uma bactéria por exemplo) à radiação (Beleza *et al.*, 2007). A montante da unidade de UV a água deve ser tratada de forma a remover a matéria particulada causadora de turvação. Estes sólidos suspensos incapacitam a penetração da radiação e absorvem a energia UV (WHO, 2006; Spellman, 1999). O PWTAG (2009) recomenda que a unidade de tratamento esteja colocada a jusante da operação de filtração no esquema de tratamento de água de piscinas.

7.1. Dosagens recomendadas

A dose mínima recomendada para águas de piscinas é de $30 \text{ mJ}/\text{cm}^2$, sendo habitual garantir $60 \text{ mJ}/\text{cm}^2$. Esta dose refere-se à radiação com capacidade germicida, *i.e.* na banda UV-C (Beleza *et al.*, 2007; PWTAG, 2009). Spellman (1999) refere que os tanques de contacto devem providenciar um mínimo de exposição de dez segundos.

7.2. Efeito bactericida da radiação UV

O mecanismo de destruição de microrganismos através da radiação UV é bem conhecido e, ao contrário dos desinfetantes químicos, os microrganismos são incapazes de desenvolver processos de imunização. Esse mecanismo envolve a alteração do ADN e do ARN do microrganismo por dimerização da timina no caso do ADN e formação de dímeros uracilo-uracilo e citosina-citosina no caso do ARN, impedindo a sua replicação. Um microrganismo que não consegue replicar-se não consegue infectar um hospedeiro (USEPA, 2006; Beleza *et al.*, 2007). Muitos microrganismos têm sistemas de enzimas capazes de reparar o dano provocado pela luz UV. Esse processo pode acontecer na presença de radiação entre 310 e 490 nm (próximo e dentro da banda de radiação visível) ou na ausência de luz mas, apesar de o ADN ser reparado, a infetividade do microrganismo não é restaurada (USEPA, 2006).

7.3. Subprodutos da irradiação com UV

A OMS (2006) refere que sendo a irradiação com UV um sistema físico, considera-se, geralmente, que não produz subprodutos de desinfecção. Metcalf&Eddy (2003) acrescentam que nas doses usadas para desinfecção (de águas residuais) não há formação de subprodutos. A USEPA (2006) refere a existência de reações fotoquímicas que resultam na formação de novas espécies. Esta organização admite que a irradiação de UV, em doses até 400 mJ/cm² seguida da aplicação de cloro, não afeta significativamente a formação de THM e AHA em águas de consumo.

Liu *et al.* (2006) compararam a formação de quatro subprodutos de desinfecção (clorofórmio, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético e cloreto de cianogénio) após exposição a radiação UV (usando lâmpadas de baixa e de média pressão) e cloro (residual livre e monocloramina) de águas naturais. De entre os quatro subprodutos testados o impacto da exposição a UV foi de maior relevância para a formação de clorofórmio (até 40 µg/L).

Cassan *et al.* (2005) ao estudarem os efeitos da irradiação de lâmpadas UV de média pressão, na qualidade da água de uma piscina interior clorada, concluíram que os níveis de cloro livre aumentam e os níveis de cloro combinado diminuem. Os níveis de clorofórmio e de BDCM aumentaram, ao passo que, as concentrações de bromofórmio e de DBCM diminuíram significativamente. Esta formação adicional de clorofórmio e de BDCM pode explicar-se pelo aumento do valor de cloro ativo e pelos mecanismos de formação de radicais iniciados pela radiação UV.

No que diz respeito às cloraminas, em especial ao tricloreto de azoto, Li *et al.* (2007) e Cassan & Drakidès (2011) afirmam que a radiação UV as degrada, com maior eficiência no caso de lâmpadas de média pressão.

7.4. Efeitos na saúde da radiação UV

As lâmpadas UV não podem ser operadas fora das suas câmaras pois a radiação UV pode danificar os olhos e a pele (PWTAG, 2009). Do ponto de vista dos utilizadores de piscinas a radiação UV não apresenta riscos para a saúde.

8. COMPARAÇÃO DOS SISTEMAS DE DESINFECÇÃO

8.1. Eficiência de desinfecção

Em condições ideais (pH inferior ou igual a 7,5 e temperatura a 25°C ou superior) o cloro livre inativa a maioria das bactérias se a sua concentração for apropriada (1 – 3 mg/L) em todo o volume da piscina. A *E. coli* não resiste mais de um minuto mas o vírus da *Hepatitis A* pode resistir durante 16 minutos, os cistos de *Giardia lamblia* cerca de 45 minutos e os oócistos *Cryptosporidium parvum* durante 9600 minutos (6,7 dias) (Beleza *et al.*, 2007; CDC, 2010). Na presença de estabilizadores de cloro (*e.g.* ácido cianúrico) os tempos de desinfecção serão mais longos (CDC, 2010). De acordo com a OMS (2006), a inativação de 99% (2-log) de *Cryptosporidium* requer concentrações de cloro na ordem dos 30 mg/L durante 240 minutos ($pH=7$ e 25°C de temperatura) valores que são impraticáveis em piscinas. A inativação dos oócistos com cloro é superior quando complementado com ozono, dióxido de cloro ou radiação UV.

Comparado com o cloro, o ozono é mais eficaz na inativação dos cistos de *Giardia* e dos oócistos de *Cryptosporidium*. Os oócistos de *Cryptosporidium* são sensíveis a 5 mg/L de ozono. Conseguem-se inativações na ordem dos 99,9% (3-log) após um minuto de contacto ($pH=7$, $T=25^{\circ}\text{C}$). Os cistos de *Giardia* são sensíveis a 0,6 mg/L de ozono e 90% são inativados após um minuto ($pH=7$, $T=25^{\circ}\text{C}$) (WHO, 2006).

A radiação UV também é eficiente para a inativação dos cistos de *Giardia* e dos oócistos de *Cryptosporidium*. Para uma exposição de 10 mJ/cm² ocorre uma inativação de 99,9% (3-log) de *Cryptosporidium*, e 99% dos cistos de *Giardia* com 5 mJ/cm² (WHO, 2006). A tabela 8.1 indica os valores CT (produto da concentração com o tempo de contacto) para determinadas reduções logarítmicas de bactérias, vírus e protozoários utilizando diferentes sistemas de tratamento de água de abastecimento.

Tabela 8.1 - Reduções de bactérias, vírus e protozoários alcançadas por diferentes sistemas de desinfecção em estações de tratamento de água para grandes comunidades (adaptado de WHO, 2011).

Desinfetante	Microrganismo	CT, mg.min/L	Redução Logarítmica	Temperatura, °C	pH
Cloro	Bactérias	0,04 – 0,08	2 (99,00%)	5	6 – 7
	Vírus	2 – 30		0 – 10	7 – 9
	Protozoários (sobretudo <i>Giardia</i>) ¹	25 – 245		0 – 25	7 – 8
Ozono	Bactérias	0,02	2 (99,00%)	5	6 – 7
	Vírus	0,006 – 0,2		-	-
	Protozoários	0,5 – 40		-	-
UV	Bactérias	0,65 – 230 mJ/cm ²	4 (99,99%)	-	-
	Vírus	7 – 186 mJ/cm ²		-	-
	Protozoários	<1 – 60 mJ/cm ²		-	-

¹Não é eficaz para os oócistos de *Cryptosporidium*.

Sobre a eficiência de desinfecção com bromo a literatura é muito mais escassa. Beleza *et al.* (2007) e White (2010) afirmam que para o mesmo efeito desinfetante do cloro são necessárias doses mais elevadas de bromo. O último refere que o ácido hipobromoso e o ácido hipocloroso têm aproximadamente a mesma eficiência germicida, mas que devido ao maior consumo de bromo para colmatar a carência de halogênio, perde-se muito deste desinfetante em reações secundárias com a matéria orgânica formando-se menor quantidade de residual estável. Moffa *et al.* (2006), num estudo de viabilidade da BCDMH como desinfetante de águas residuais provenientes de um sistema de drenagem unitário (domésticas e pluviais), concluíram que a BCDMH consegue inativações comparáveis com o hipoclorito de sódio em tempos de contacto inferiores. A tabela 8.2 mostra as reduções de três indicadores microbiológicos conseguidas com a aplicação de bromo (BCDMH).

Tabela 8.2 - Reduções de indicadores bacterianos por ação da BCDMH para três minutos de tempo de contacto em águas residuais provenientes de um sistema unitário (adaptado de Moffa *et al.*, 2006).

Indicador	Concentração inicial (UFC/100 mL)	Redução logarítmica		
		Dose: 2 mg/L	Dose 6 mg/L	Dose: 12 mg/L
Coliformes fecais	1,9 E+06	2,4 (99,60%)	3,0 (99,90%)	4,2 (>99,99%)
<i>E. coli</i>	1,0 E+06	1,6 (97,49%)	2,7 (99,80%)	3,8 (99,98%)
Enterococos	2,0 E+05	0,9 (87,41%)	1,5 (96,84%)	2,8 (99,84%)

Quanto ao poder oxidante, dos produtos utilizados na desinfecção de piscinas analisados neste estudo, o ozono é o que tem potencial de oxidação (V) superior (2,07 V), enquanto que o ácido hipobromoso e o ácido hipocloroso têm poder oxidante inferior (1,59 V e 1,69 V, respetivamente). Na tabela 8.3 estão os potenciais de oxidação de vários reagentes.

Tabela 8.3 - Potenciais de oxidação de vários reagentes (adaptado de Watertec Engineering Pty Ltd, 2006).

Reagente Oxidante	Potencial de oxidação (V)
Flúor	3,06
Radicais livres hidroxílicos	2,80
Oxigénio atómico	2,42
Ozono	2,07
Permanganato	1,67
Ácido hipobromoso	1,59
Dióxido de cloro	1,50
Ácido hipocloroso	1,49
Cloro	1,36
Oxigénio	1,23
Bromo	1,09
Hipoclorito	0,94

8.2. Formação de subprodutos de desinfecção

Desde que os THM foram identificados, os subprodutos de desinfecção têm sido ativamente investigados no que respeita à sua formação, ocorrência e efeitos na saúde. Apesar de estarem identificados na literatura mais de 600 (Richardson *et al.*, 2010) destes compostos (para a água de consumo), apenas um reduzido número foi estudado quer relativamente à sua ocorrência quantitativa, quer aos efeitos na saúde. Os subprodutos quantificados estão na ordem de grandeza dos $\mu\text{g/L}$ ou inferior. É possível que os subprodutos recentemente identificados estejam associados aos efeitos adversos na saúde humana relatados pelos estudos epidemiológicos. Outro aspeto pouco estudado é o efeito da mistura de subprodutos de desinfecção a que os humanos estão expostos (Richardson *et al.*, 2005).

Os estudos recentes sobre exposição humana revelam que a ingestão não é a única via de exposição importante, a inalação e a absorção dérmica podem providenciar exposições equivalentes ou superiores para determinados compostos subprodutos de desinfecção (Richardson *et al.*, 2005). Em piscinas, a inalação e a absorção dérmica são consideradas as vias de exposição primárias aos subprodutos e resultam em maiores níveis de THM no sangue, quando comparados com a exposição por ingestão (Richardson *et al.*, 2010).

A utilização de compostos halogenados (*e.g.* cloro e bromo) como desinfetantes da água de piscinas, contaminada pelos utilizadores com matéria orgânica e inorgânica, contendo ou não contendo azoto, leva à formação de várias espécies de subprodutos de desinfecção halogenados (*e.g.* haloaminas, haloalcanos, ácidos haloacéticos e outros haloácidos, halodiácidos, haloaldeídos, halonitrinos, halocetonas, halonitrometanos, haloamidas, haloálcoois e outros subprodutos de desinfecção não halogenados) (Richardson *et al.*, 2010; WHO, 2006).

A formação de cloraminas (em especial da dicloramina e do tricloreto de azoto) decorrente da utilização dos compostos clorados é uma desvantagem em relação às bromaminas, menos irritantes, formadas pela utilização de compostos bromados (WHO, 2006; Beleza *et al.*, 2007). No caso dos THM, a maior reatividade do ácido hipobromoso em relação ao ácido hipocloroso leva a um maior potencial de formação destes subprodutos (Richardson *et al.*, 2010; Lourencetti *et al.*, 2012).

A desinfecção com ozono, *per si*, origina subprodutos diferentes (*e.g.* aldeídos, cetonas, cetoácidos, ácidos carboxílicos, subprodutos bromados na presença de brometo e, ocasionalmente, peróxido de hidrogénio) (Metcalf & Eddy, 2003; WHO, 2006). O efeito do na formação de THM é incerto mas a desinfecção com ozono é, tradicionalmente, considerada como um método de reduzir a presença de THM (PWTAG, 2009).

A desinfecção com radiação UV, não acompanhada da adição de halogéneo não origina subprodutos de desinfecção pois a radiação UV é um agente físico (WHO, 2006). Segundo o PWTAG (2009), sob condições experimentais a radiação UV de média pressão parece aumentar (inicialmente) o teor de THM. Na prática, os benefícios bem estabelecidos da redução das cloraminas por ação do ozono e da radiação UV parecem contrabalançar as considerações de danos potenciais dos THM.

8.3 Análise de custos

Os produtos de cloro utilizados para desinfecção são, comparados com os outros sistemas de tratamento em estudo, os menos dispendiosos, sendo o hipoclorito de sódio o mais barato (Metcalf & Eddy, 2003). Comparado com os produtos clorados, os produtos de bromo, em especial a BCDMH, têm um custo mais elevado (Beleza *et al.*, 2007). O hipoclorito de sódio é sempre doseado na forma de solução por meio de doseadores automáticos, com sensores em linha que medem a concentração de cloro livre e indicam ao doseador a necessidade de mais solução de desinfetante na água do tanque. Este modo de aplicação também pode ser utilizado pelos outros produtos de cloro e de bromo desde que previamente dissolvidos. O doseador aumenta os custos de investimento iniciais mas elimina a necessidade de haver um funcionário da piscina encarregue de aplicar o desinfetante, reduzindo os riscos para a sua saúde devidos ao manuseamento do desinfetante. Os sistemas de desinfecção com UV e ozono também necessitam da aplicação de residual de desinfetante o qual também é, normalmente, realizado através de doseadores automáticos.

Duarte & Vasconcelos (2006) realizaram o estudo de análise comparativa dos custos (de investimento e de exploração) associados a sistemas de desinfecção alternativos ao cloro para uma piscina pública típica (25 m de comprimento, 12,75 m de largura e 1,30 m de profundidade média – caso de estudo). Os dados foram facilitados por fabricantes e fornecedores do setor da montagem e manutenção de piscinas, durante o período de 2004/2005. Nesse estudo, entre outros métodos, analisaram os custos associados ao cloro (dicloroisocianurato de sódio), ao bromo (BCDMH), ozono parcial e ozono total e radiação UV de baixa e de média pressão. Os resultados estão indicados nas tabelas 8.4 e 8.5.

Tabela 8.4 - Comparação dos custos de investimento do tratamento microbiológico dos vários desinfetantes aplicado ao caso de estudo (adaptado de Duarte & Vasconcelos, 2006).

	Cloro ¹	Bromo ²	Ozono Parcial	Ozono Total	UV Baixa Pressão	UV Média Pressão
Custo do investimento inicial (€)	5 284	11 869	36 834	52 634	30 784	38 784
Agravamento dos custos de investimento (%)	(base)	125	597	896	483	634
Anos de amortização (base: cloro)	-	-	15	>20	>20	17

¹ Dicloroisocianurato de sódio.

² Bromoclorodimetilhidantoína.

Os custos de investimento por metro cúbico de água tratada para o caso de estudo relativos à adição de bromo são cerca de o dobro dos relativos à adição de cloro, enquanto que as soluções relativas à aplicação de radiação UV e à ozonização são cerca de seis a nove vezes mais dispendiosas. Verificou-se ainda que o processo de ozonização parcial e a radiação UV com lâmpada de média pressão são amortizáveis em 15 e 17 anos, respetivamente, e que os

processos de ozonização total e de radiação UV com lâmpada de baixa pressão só são amortizáveis em períodos superiores a 20 anos (Duarte & Vasconcelos, 2006).

Na tabela 8.5 apresenta-se uma síntese das estimativas dos custos mensais de exploração (em termos unitários) para o tratamento microbiológico da água de uma piscina semelhante à do caso de estudo, comparando-os com um sistema de desinfecção por aplicação de cloro.

Tabela 8.5 - Comparação do custo mensal do tratamento microbiológico dos vários desinfetantes aplicado ao caso de estudo (adaptado de Duarte & Vasconcelos, 2006).

	Cloro ¹	Bromo ²	Ozono Parcial	Ozono Total	UV Baixa Pressão	UV Média Pressão
Custos de exploração (€/m ³)	1,19	5,09	0,80	1,11	1,05	0,81
Comparação dos custos de exploração com a adição de cloro ¹ (%)	(base)	328	-33	-7	-12	-32

¹ Dicloroisocianurato de sódio

² Bromoclorodimetilhidantoína

Como se pode verificar, a aplicação de bromo tem agravamento de exploração de cerca do triplo relativamente à aplicação de cloro. Os custos de exploração mais económicos conseguem-se para os sistemas de desinfecção baseados na aplicação de ozono parcial e de radiação UV de média pressão, verificando-se reduções mensais de 33% e 32%, respetivamente (Duarte & Vasconcelos, 2006).

8.4. Facilidade de operação, segurança e ambiente

8.4.1. Cloro

Em contacto com ácidos, os produtos de cloro libertam gases tóxicos, em particular cloro gás. Hlavsa *et al.* (2011) e Yoder *et al.* (2008) relatam casos em que a bomba de recirculação da água de piscinas se desligou, mas os doseadores de cloro e de ácido clorídrico continuaram em funcionamento, misturando-se sem diluição. Quando se ligou a bomba, libertou-se cloro gás nos tanques o que causou irritação a várias pessoas, algumas das quais necessitaram tratamento hospitalar. Yoder *et al.* (2004) relata um incidente em que um operador de piscina, por engano, encheu com ácido clorídrico um contentor de hipoclorito de sódio libertando-se cloro gás. Das 30 pessoas com náuseas e sintomas respiratórios que foram levadas a hospitais da área, 15 ficaram internadas.

Os desinfetantes de cloro podem causar queimaduras severas, são irritantes para os olhos e pele, causar irritação respiratória e ser nocivos por ingestão (NP EN 901, 2009). Hlavsa *et al.* (2011) relatam uma falha do controlador automático de *pH* e dos níveis de desinfetante num

tanque pequeno de um parque aquático interior. Os operadores da piscina não conseguiram identificar o problema durante os testes de rotina. A concentração de cloro livre e o *pH* medidos nesse dia foram de 18 mg/L e 8,3 respetivamente. Pelo menos 20 pessoas necessitaram de tratamento hospitalar.

Os produtos clorados podem ser considerados perigosos, nocivos, corrosivos e oxidantes. Podem ser muito tóxicos para os sistemas aquáticos. O seu contacto com material combustível pode gerar incêndios. Aconselha-se a utilização de luvas, vestuário protetor e de proteção para a face, em especial para os olhos para a sua manipulação. Devem-se armazenar em local fresco e seco, bem selados, longe fontes de calor e de materiais incompatíveis (NP EN 901, 2009; prEN 15796:2008; NP 12931, 2008; prEN 15032:2004).

8.4.2 Bromo

A bromoclorodimetilhidantoína vende-se concentrada a 98% com 2% de ingrediente inerte. Favorece a inflamação de matérias combustíveis. No seu manuseamento deve-se usar luvas de borracha e máscara ou óculos protetores. No seu armazenamento desaconselha-se a utilização de embalagens ou contentores metálicos ou de madeira. O recipiente deve estar fechado, num local seco, escuro e afastado de matérias combustíveis (Aqua Ambiente, 2006).

8.4.3. Ozono

O ozono quando inalado é um produto tóxico. Os primeiros sintomas são enxaquecas seguidas de irritação do trato respiratório e sensação de sufoco. Pode causar danos nos pulmões, como edemas e hemorragias. Outros efeitos potenciais são o desenvolvimento de asma e dano nas estruturas cromossómicas (prEN 15074:2004; OSHA, 2012).

No processo de ozonização é necessário ter permanente atenção a vários aspetos para o gerador de ozono operar com ótima segurança, tais como: as temperaturas da água de arrefecimento e do transformador de alta tensão, a qualidade e o caudal do ar de alimentação, perda de vácuo, falha de bateria do controlador, entre outros. Vários dispositivos devem estar ligados a um alarme para uma eventual falha. Deve instalar-se um interruptor de emergência, claramente identificado e também deve haver uma ventilação adequada na sala de tratamento. Em sistemas de ozonização de pressão positiva recomenda-se vivamente a instalação de detetores de fugas de ozono (PWTAG, 2009).

Como os ozonizadores incorporam transformadores de alta tensão e produzem um gás tóxico, é essencial que a operação seja supervisionada por peritos qualificados, com formação especializada, experiência relevante e estejam familiarizados com os regulamentos de prevenção e proteção de acidentes de forma a poderem confirmar as suas condições de segurança. O fabricante do sistema deve providenciar a formação adequada e fornecer manuais de instrução compreensíveis. Para maior garantia do funcionamento do sistema devem-se realizar e manter registos diários da operação (PWTAG, 2009).

Spellman (1999) refere que algumas das primeiras instalações de desinfecção com ozono (de água residuais) escolheram abandonar esse processo devido a custos de operação e manutenção excessivos, problemas de equipamento e/ou incapacidade de obter os resultados desejados sem alterações profundas no sistema.

Em Lisboa, as piscinas do Estádio Nacional do Jamor usaram outrora um sistema de ozonização que foi substituído por um de hipoclorito de sódio devido a constantes falhas de operação e dificuldades várias na sua manutenção.

8.4.4. Radiação UV

A desinfecção com UV é um processo ambientalmente seguro que não produz efeitos secundários tóxicos. O equipamento é de operação e manutenção relativamente fáceis, sendo seguro e simples para os operadores. Não tem problemas de sobredosagem, é fácil de monitorizar e apresenta resultados consistentes. É uma tecnologia em desenvolvimento, cada vez mais eficiente. Os custos associados à gestão de riscos em piscinas podem ser diminuídos com a desifeção com radiação UV (Spellman, 1999). Em termos de manutenção é importante que se sigam escrupulosamente as instruções do fabricante sobre a limpeza das lâmpadas (PWTAG, 2009).

8.5. Outros estudos

Sobre o tema em estudo, comparação de métodos de desinfecção da água de piscinas, apenas se encontra disponível na literatura científica um estudo desenvolvido na Holanda por Oesterholt *et al.* em 2009. Na sua metodologia formou-se um painel de peritos, especialistas, fornecedores, membros da *National Platform for Swimming Pools* e membros do governo local. Realizou-se o estudo através de recolha de dados da literatura científica e de entrevistas a fornecedores e especialistas na Holanda e no exterior, sobretudo Alemanha. Realizou então um estudo de análise de vários critérios:

- Teste de eficácia microbiológica de cada método de desinfecção (redução de 4 log, em 30 segundos da *P. aeruginosa* e de um largo espectro de patogénicos humanos);
- Efeitos secundários, formação de subprodutos de desinfecção;
- Custos de investimento e de operação, baseados em dois casos de estudo;
- Facilidade implementação/operação do método;
- Segurança (transporte, armazenamento e condições laborais);
- Impacte ambiental;
- Requerimentos de renovação de água e ar;
- Facilidade de verificação do método.

Três métodos, ionização de prata/cobre, peróxido de hidrogénio e UV+peróxido de hidrogénio não passaram o teste de eficácia microbiológica. Os cinco métodos com melhor classificação estão descritos na tabela 8.6.

Tabela 8.6 - Métodos de desinfecção melhor classificados e suas principais vantagens de acordo com Oosterholt *et al.* (2009) (adaptado de Oosterholt *et al.*, 2009).

Método	Principais vantagens
Hipoclorito de sódio + UV (média pressão)	Dissociação de todas as cloraminas. Possível oxidação de outros subprodutos. Fácil de implementar. Baixo impacto ambiental.
Eletrólise de sal	Menor formação de cloraminas e outros subprodutos. Fácil de implementar. Relativamente seguro.
Hipoclorito de sódio + UV (baixa pressão)	Dissociação da monoclорamina. Fácil de implementar. Baixo impacto ambiental.
Hipoclorito de sódio + ozono (parcial)	Prevenção da formação de dicloramina e tricloreto de azoto. Oxidação da monoclорamina e de outros subprodutos. Menor necessidade de renovação de água.
Hipoclorito de sódio + carvão ativado em pó (CAP)	Remoção de cloraminas e outros subprodutos por adsorção. Menor necessidade de renovação do ar.

9. Avaliação da situação atual das piscinas de Lisboa e Oeste

9.1. Sistemas e produtos de desinfecção

De acordo com a documentação interna da ARSLVT existem na área geográfica da grande Lisboa e Oeste, da Região de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo (excluem-se as áreas dependentes da ARSLVT de Santarém e de Setúbal) 376 tanques de utilização coletiva que fazem parte do PVS. Esses tanques correspondem a piscinas municipais, piscinas de estabelecimentos turísticos, de ginásios, de fins terapêuticos e jacúzis, entre outros tipos de utilização (*e.g.* polo aquático, tanques de bebés). Desses 376 tanques foi possível a identificação do sistema de desinfecção e produtos químicos utilizados em 264 tanques (aproximadamente 70,2%). A tabela 9.1 indica o número de tanques por sistema de tratamento identificado.

Tabela 9.1 - Sistemas de desinfecção utilizados em 264 tanques de utilização coletiva da grande Lisboa e Oeste.

Sistema de desinfecção	Número de tanques
Cloro	170 (64,4%)
Bromo	14 (5,3%)
UV + outro ¹	77 (29,2%)
Ozono + cloro	1 (0,4%)
Eletrólise de sal	1 (0,4%)
Eletrólise de cobre	1 (0,4%)

¹ Cloro, bromo ou peróxido de hidrogénio.

O sistema mais frequente é a desinfecção com um produto à base de cloro (hipoclorito de sódio, dicloroisocianurato de sódio e ácido tricloroisocianúrico) ou com uma mistura de dois produtos clorados, utilizado em 170 tanques. A desinfecção com UV é o segundo método mais frequente sendo, na grande maioria dos casos, assistida por produtos à base de cloro, mas também se utilizam bromo e peróxido de hidrogénio como desinfetantes complementares. O bromo (BCDMH) é utilizado em 14 tanques, sendo jacúzis na sua grande maioria. O ozono apenas é, atualmente, utilizado por um tanque (de hidroginástica). O processo de eletrólise de cloreto de sódio foi identificado em um tanque, tal como a eletrólise de cobre.

Dentro dos produtos à base de cloro, o hipoclorito de sódio é o desinfetante mais utilizado (107 tanques). Outros 35 tanques utilizam o dicloroisocianurato de sódio, enquanto que o ácido tricloroisocianúrico desinfeta 12 tanques. Também se utilizam combinações de produtos de cloro em oito tanques. Em oito destes tanques não se conseguiu aferir especificamente qual o produto de cloro utilizado. Para a desinfecção com UV o método mais frequente é sua utilização complementada com hipoclorito de sódio (50 tanques) sobretudo em piscinas municipais. A desinfecção com UV e dicloroisocianurato de sódio ocorre em 14 tanques, com UV e peróxido de hidrogénio em três tanques e em dois tanques utilizam-se UV e bromo (BCDMH). Também em oito destes tanques não se conseguiu saber qual o produto de cloro utilizado. Os gráficos da figura 9.1 mostram as percentagens dos sistemas de desinfecção utilizados e dos produtos químicos utilizados na desinfecção com cloro e UV.

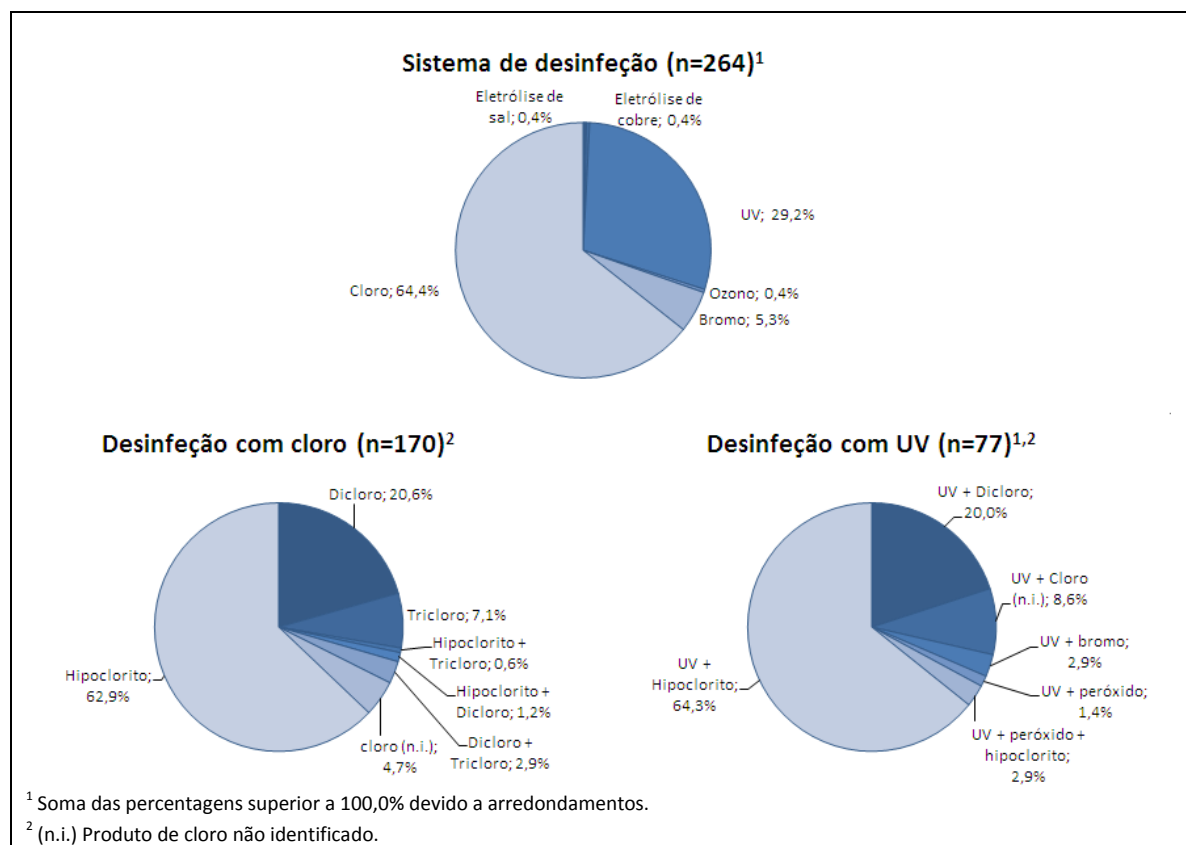


Figura 9.1 - Sistemas e produtos químicos de desinfecção utilizados em 264 tanques da área da grande Lisboa e Oeste.

9.2. Resultados dos parâmetros químicos

Foram analisadas as amostras de água de 112 tanques da zona em estudo, relativos aos anos de 2010, 2011 e 2012, comparando-se os seguintes parâmetros químicos:

- cloro livre ou bromo livre;
- cloro combinado.

Para os sistemas de cloro e de UV foram seleccionadas as análises de amostras de água, sobretudo, de tanques de piscinas municipais e com elevada carga de utilizadores de forma a fazer uma comparação viável entre os dois sistemas. No total consideraram-se amostras de 48 tanques desinfetados com cloro (27 municipais, 13 de clubes desportivos e oito de outros tipos; 28 tanques grandes e 16 tanques pequenos); e 56 tanques desinfetados com UV + cloro/bromo (45 municipais e nove de outros tipos; 31 grandes e 24 pequenos). O número de amostras analisadas para estes sistemas foi na ordem do milhar. Para a desinfecção com bromo entraram as análises de todos os tanques identificados com esse sistema (sete), incluindo tanques com fins terapêuticos, tanques pequenos para infantis e de estabelecimentos turísticos. Apenas um tanque (de hidroginástica) utiliza o ozono para desinfecção e no período de tempo considerado apenas houve 5 amostras de água. A tabela 9.2 indica o número de amostras analisadas e os

valores médios de concentração de cloro livre, cloro combinado e de bromo livre. Os tanques do tipo jacuzzi, na maioria desinfetados com bromo, não entraram no estudo.

Tabela 9.2 - Número de amostras e valores médios de cloro livre, cloro combinado e bromo livre para os tanques selecionados.

Sistema de desinfecção	Cloro livre		Cloro combinado		Bromo livre	
	Nº de amostras	Valor médio (mg/L)	Nº de amostras	Valor médio (mg/L)	Nº de amostras	Valor médio (mg/L)
Cloro	1048	1,59	943	0,42	-	-
UV	1264	1,30	1184	0,37	29	2,04
Bromo	-	-	-	-	66	3,49
Ozono	5	1,62	5	0,32	-	-

Verificou-se que a média de cloro livre para os tanques desinfetados apenas com produtos de cloro (1,59 mg/L) foi consideravelmente superior que a média de cloro livre utilizando a radiação UV assistida com produtos clorados (1,30 mg/L). Os valores médios de cloro combinado são mais aproximados, 0,42 mg/L para a desinfecção com cloro e 0,37 mg/L para a desinfecção com UV e cloro.

Quanto ao número de amostras cuja concentração de desinfetante foi inferior ou superior aos valores recomendados pelo PVS da ARSLVT, representado na tabela 9.3, verifica-se que para a desinfecção com UV assistida por cloro, 116 amostras não atingiram o valor mínimo recomendado de cloro livre (0,5 mg/L) e que na desinfecção apenas com cloro o número de incumprimentos foi de 68 colheitas. O valor limite recomendado (2 mg/L) foi ultrapassado em 190 amostras de tanques desinfetados com cloro contra 99 amostras de tanques tratados com UV e cloro. O valor limite admissível de cloro livre (3 mg/L) foi ultrapassado em 61 amostras de tanques desinfetados com cloro e em 38 amostras de tanques desinfetados com UV e cloro. A concentração de bromo livre foi inferior ao valor mínimo recomendado (1 mg/L) em três amostras e foi superior ao valor máximo recomendado (4 mg/L) em 20 colheitas.

Tabela 9.3 - Número de amostras de cloro livre, cloro combinado e de bromo livre inferiores e superiores aos limites recomendados pelo PVS ARSLVT.

Sistema de desinfecção	Cloro livre			Cloro combinado	Bromo livre	
	<0,5 mg/L	>2 mg/L	>3 mg/L	>0,5 mg/L	<1 mg/L	>4 mg/L
Cloro	68	190	61	225	-	-
UV	116	99	38	214	3	16
Bromo	-	-	-	-	5	0
Ozono	0	1	0	1	-	-

Os gráficos da figura 9.2 mostram as percentagens de amostras conformes e não conformes de acordo com o PVS da ARSLVT, dos tanques desinfetados com produtos à base de cloro e dos tratados com UV e cloro. Verifica-se que a utilização de UV permite uma maior percentagem de amostras conformes (79,98%) quando comparada com a desinfecção apenas com produtos de

cloro (69,56%). Também no que respeita ao cloro combinado há uma conformidade superior quando se utiliza a radiação UV.

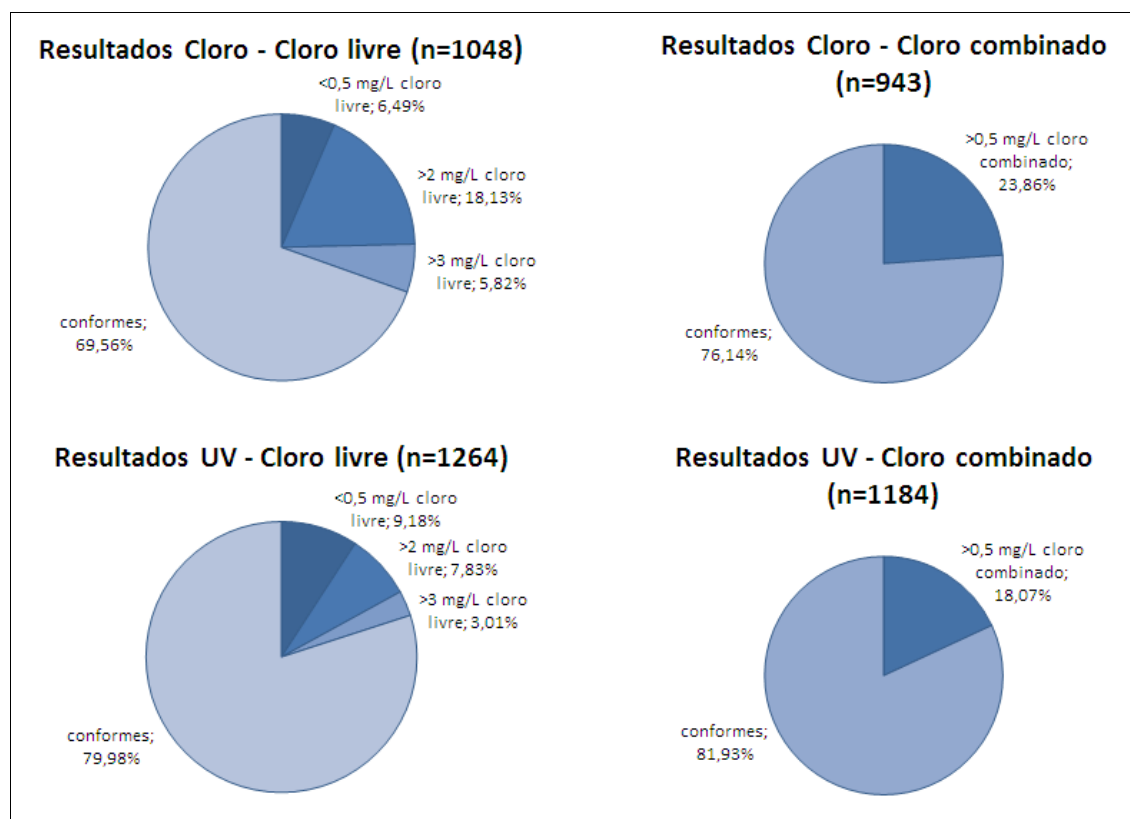


Figura 9.2 - Resultados das análises de cloro livre e combinado dos tanques desinfetados com cloro e com UV + cloro de acordo com as recomendações do PVS da ARSLVT.

9.3. Resultados dos parâmetros microbiológicos

Analisaram-se as amostras de água para os indicadores de contaminação microbiológica definidos no D.R. nº 5/97, os mesmos do PVS da ARSLVT:

- microrganismos cultiváveis a 37°C;
- bactérias coliformes totais;
- *E. coli*;
- enterococos fecais;
- *P. aeruginosa*;
- total de estafilococos;
- estafilococos produtores de coagulase.

Na tabela 9.4 estão indicados o número de amostras, os valores máximos admissíveis (VMA) e os valores máximos recomendados (VMR), de acordo com o PVS da ARSLVT, ultrapassados pelos quatro sistemas de desinfecção em estudo. Verifica-se que, apesar do maior número de amostras de desinfecção com UV, os valores recomendados e, em especial, os valores limite foram ultrapassados menos frequentemente do que na desinfecção apenas com produtos de cloro.

Também se pode observar que a desinfecção com UV originou um número significativamente maior de incumprimentos de *E. coli* (15) e de enterococos fecais (29) do que o tratamento apenas com produtos de cloro (7 e 18, respetivamente). A desinfecção com cloro levou a um maior número de incumprimentos para a *P. aeruginosa* (94) e para os estafilococos produtores de coagulase (70) comparando com o tratamento assistido por radiação UV (32 e 47, respetivamente). O valor total de amostras cujos VMR do PVS da ARSLVT foram ultrapassados foi de 351. Um número total de 333 amostras ultrapassaram os VMA.

Tabela 9.4 – Número de amostras analisadas de cada parâmetro microbiológico e valores recomendados e limite ultrapassados por cada sistema de desinfecção.

		Cloro	UV	Bromo	Ozono
Microorganismos totais	nº de amostras	960	1077	42	3
	>100 UFC/mL (VMR)	38 (3,96%)	36 (3,34%)	2 (4,76%)	0 (0%)
Coliformes totais	nº de amostras	989	1092	45	4
	0< UFC/100mL (VMR) ≤10	15 (1,52%)	16 (1,47%)	1 (2,22%)	0 (0%)
	>10 UFC/100mL (VMA)	7 (0,71%)	8 (0,73%)	0 (0%)	0 (0%)
E. coli	nº de amostras	989	1092	45	4
	>0 UFC/100mL (VMA)	7 (0,71%)	15 (1,37%)	0 (0%)	0 (0%)
Enterococos fecais	nº de amostras	984	1079	45	4
	>0 UFC/100mL (VMA)	18 (1,83%)	29 (2,69%)	0 (0%)	0 (0%)
P. aeruginosa	nº de amostras	986	1089	45	4
	>0 UFC/100mL (VMA)	94 (9,53%)	32 (2,94%)	3 (6,67%)	0 (0%)
Total de estafilococos	nº de amostras	986	1085	45	4
	>20 UFC/100mL (VMR)	127 (12,89%)	112 (10,32%)	4 (8,89%)	1 (25%)
	>0 UFC/100mL (VMA)	70 (7,12%)	47 (4,32%)	3 (6,67%)	0 (0%)
Estafilococos produtores de coagulase	nº de amostras	983	1087	45	4
	>0 UFC/100mL (VMA)	70 (7,12%)	47 (4,32%)	3 (6,67%)	0 (0%)
Total de VMR ultrapassados	-	179	164	7	1
Total de VMA ultrapassados	-	196	131	6	0

A figura 9.3 indica os valores percentuais dos incumprimentos de VMR e de VMA, para os tanques desinfetados com cloro e para os tanques tratados com UV + cloro/bromo, definidos pelo PVS da ARSLVT. Verifica-se que os parâmetros que mais frequentemente ultrapassam os VMA, em piscinas tratadas apenas com cloro, são a *P. aeruginosa* (35,71%) e os estafilococos produtores de coagulase (47,96%). No caso dos tanques desinfetados com UV + cloro/bromo, os estafilococos produtores de coagulase (35,88%), a *P. aeruginosa* (24,43%) e os enterococos fecais (22,14%) são os parâmetros que mais ultrapassam o VMA. Para os incumprimentos de VMR observa-se que a maioria foi para o total de estafilococos (70,39% para o cloro e 68,29% para o UV + cloro/bromo).

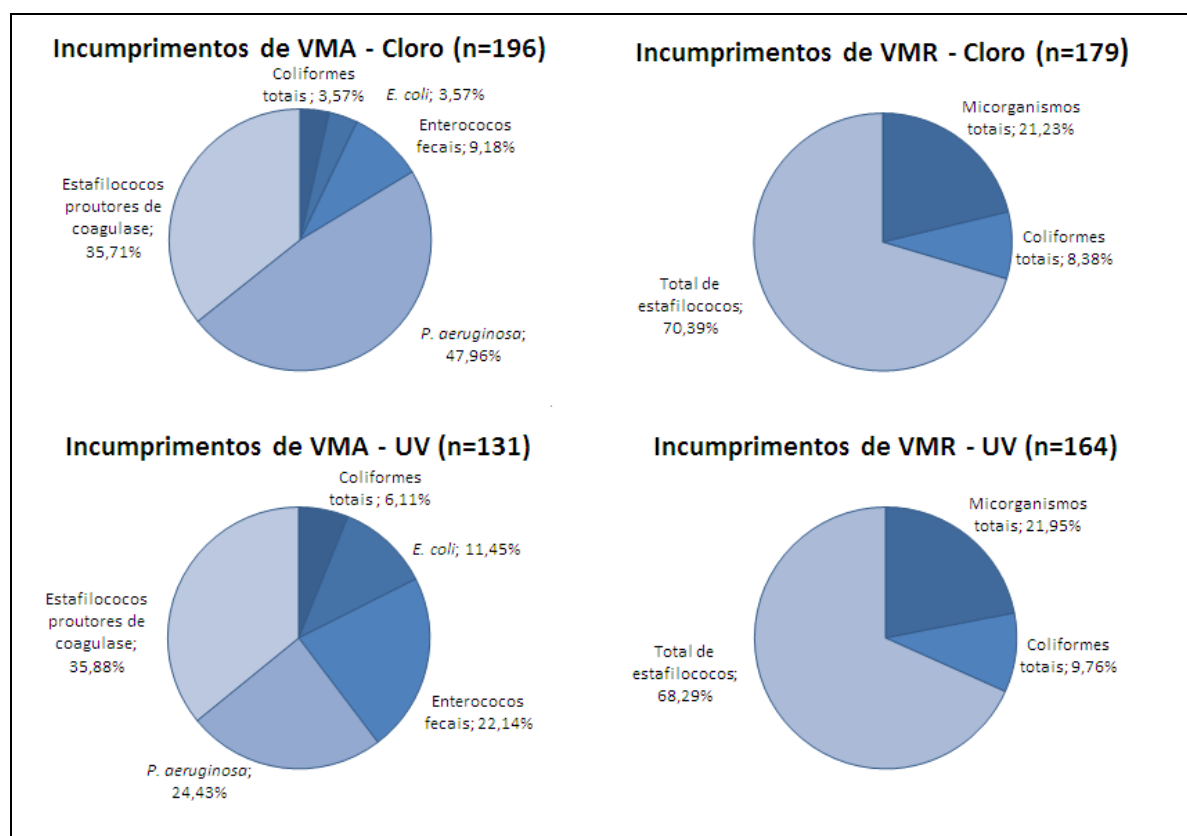


Figura 9.3 - Percentagens de incumprimentos de VMR e de VMA por parâmetro microbiológico em todas as amostras recolhidas para os sistemas de cloro e de UV + cloro/bromo.

Como se verifica na tabela 9.5 há uma percentagem de cerca de 16,38% de amostras microbiológicas classificadas como impróprias em tanques desinfetados com cloro, de acordo com o PVS da ARSLVT. Para a desinfecção assistida com UV esse valor foi de cerca de 10,20% e o tratamento com bromo originou 13,33% de amostras impróprias.

Tabela 9.5 - Número e percentagem de amostras microbiológicas consideradas impróprias.

Sistema de desinfecção	Qualidade imprópria	Nº médio de amostras	Percentagem
Cloro	160	976,8	16,38%
UV	112	1089,6	10,20%
Bromo	6	45	13,33%
Ozono	0	4	0%

Observando a tabela 9.6, verifica-se que das 238 amostras consideradas impróprias cuja concentração de residual de cloro livre foi determinada, apenas 35 (14,71%) possuem uma concentração de cloro livre inferior ao VmA (valor mínimo admissível – 0,5 mg/L Cl_2) e a sua concentração média foi de 0,20 para tanques desinfetados apenas com cloro e de 0,29 em tanques desinfetados com UV + cloro/bromo. Verifica-se, pela tabela 9.6, que a grande maioria das amostras impróprias cumpre o valor mínimo de concentração de cloro livre, quer para tanques desinfetados apenas com cloro, quer para os assistidos por radiação UV (203 amostras – 85,29%).

Tabela 9.6 - Número de amostras consideradas impróprias e sua relação com a concentração mínima admissível de cloro livre.

Sistema de desinfecção	Nº de amostras	<0,5 mg/L cloro livre	Concentração média mg/L	≥0,5 mg/L cloro livre	Concentração média mg/L
Cloro	151	17 (11,26%)	0,20	134 (88,74%)	1,60
UV	87	18 (20,69%)	0,29	69 (79,31%)	1,15
Total	238	35 (14,71%)	-	203 (85,29%)	-

A tabela 9.7 mostra os valores médios de UFC de cada parâmetro microbiológico por cada sistema de desinfecção. Verifica-se que os tanques desinfetados apenas com cloro e os tratados com UV, apresentam valores médios de contaminação microbiológica semelhantes, com a exceção da *P. aeruginosa* (1,98) e dos estafilococos produtores de coagulase (1,36), para os quais os valores médios são consideravelmente mais elevados no caso da desinfecção com cloro quando comparada com o tratamento com UV (0,64 e 0,67, respectivamente).

Tabela 9.7 - Valores médios de UFC de cada parâmetro microbiológico para cada sistema de desinfecção.

Parâmetro microbiológico	Cloro	UV	Bromo	Ozono
Microrganismos totais (UFC/mL)	15,13	13,75	21,98	2
Coliformes totais (UFC/100mL)	0,40	0,28	0,09	0
<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	0,20	0,16	0	0
Enterococos fecais (UFC/100mL)	0,05	0,10	0	0
<i>P. aeruginosa</i> (UFC/100mL)	1,98	0,64	0,27	0
Total de estafilococos (UFC/100mL)	8,41	7,20	5,67	11
Estafilococos produtores de coagulase (UFC/100mL)	1,36	0,67	0,16	0

9.4. Discussão dos resultados

A desinfecção da água dos tanques com UV levou a uma menor percentagem de incumprimentos dos parâmetros microbiológicos definidos pelo PVS da ARSLVT. Apesar de nem o D.R. 5/97 nem as orientações do PVS da ARSLVT referirem a menor necessidade de cloro residual livre nos tanques desinfetados com UV, verificou-se que estes tinham uma concentração de cloro livre significativamente inferior à dos tanques tratados apenas com cloro. Estes factos levam a crer que a radiação UV tem uma participação importante no processo inativação da contaminação microbiológica definida pela regulamentação portuguesa.

Os parâmetros microbiológicos *P. aeruginosa* e estafilococos produtores de coagulase foram aqueles que mais incumprimentos geraram na desinfecção apenas com cloro e também, em menor número, para a desinfecção assistida com radiação UV (juntamente com os enterococos fecais), evidenciando a sua conhecida resistência aos desinfetantes de cloro.

A produção de cloro combinado foi superior no caso da desinfecção apenas com produtos clorados quando comparada com a desinfecção por radiação UV. A diferença de valores não foi tão significativa quanto o esperado de acordo com as fontes bibliográficas. Este resultado pode ser explicado pela maior carga de utilizadores dos tanques (quase todos municipais) que utilizam UV. Outra variável em ter em conta é o nível de higiene dos utilizadores. Uma grande proporção das amostras de água desinfetada com UV realizou-se em tanques de aprendizagem cujos utilizadores são crianças na maioria. Outro aspeto é a ausência do conhecimento completo do processo de tratamento, em especial a renovação de água dos tanques, a qual pode ser menor no caso da desinfecção com UV. Não foi também possível aferir qual o tipo de lâmpada, baixa ou média pressão, que é utilizada nas piscinas desinfetadas com radiação UV.

A grande maioria das amostras consideradas de qualidade microbiológica imprópria, para o tratamento com cloro e com UV + cloro/bromo, tinha uma concentração de cloro livre acima do valor mínimo admissível recomendado pelo PVS da ARSLVT. Tal facto parece indicar que a possível contaminação microbiológica da água de piscinas não é tão dependente da concentração de cloro livre como se poderia supor.

De um modo geral a desinfecção com UV originou água com melhor qualidade química (no que toca às concentrações de cloro livre e cloro combinado) e microbiológica quando comparada com a qualidade da água desinfetada apenas com produtos à base de cloro.

Devido ao baixo número de amostras de água desinfetada com bromo e à variabilidade do tipo de piscina não foi possível tirar conclusões válidas sobre os seus efeitos no tratamento. O número muito reduzido de amostras no tanque desinfetado com ozono também não permite retirar elações fidedignas.

10. CONCLUSÕES

A eliminação dos riscos de origem microbiológica e de origem química associados à utilização de piscinas deve ser um elemento de superior importância na gestão e operação de piscinas de utilização pública. Nas piscinas cobertas, em especial, os utilizadores são a principal fonte de contaminação. Algumas medidas, como a obrigatoriedade de duche prévio e a passagem dos utilizadores por lava-pés adequados, devem ser práticas correntes das regras de utilização destas instalações. Para manter a sua qualidade, recircula-se a água continuamente e adicionam-se vários produtos químicos, não devendo ser negligenciada a renovação diária da água da piscina.

A legislação nacional ainda não estipula as condições de operação e de vigilância da maioria das piscinas de utilização coletiva. Estão definidos os parâmetros de controlo físico-químico e microbiológico apenas da água de piscinas incluídas em parques de diversão aquática, em empreendimentos turísticos e as de fins terapêuticos. Para as piscinas municipais, de aprendizagem e outras de utilização coletiva, existe uma lacuna na legislação portuguesa.

A qualidade microbiológica é o principal fator a ter em conta em matéria de qualidade da água de uma piscina. Os produtos à base de cloro são os desinfetantes mais utilizados. As dosagens necessárias para providenciar à água suficiente capacidade de desinfeção variam consoante o país e desconhecem-se as suas fundamentações científicas. A melhor forma de verificar a qualidade microbiológica da água de piscinas é através do controlo analítico, com repetidas determinações dos indicadores microbiológicos de contaminação e dos níveis de desinfetante. No entanto, a concentração de cloro residual livre pode não ser um indicador satisfatório, não sendo incomum a existência de casos de contaminação microbiológica em piscinas que cumprem aquele valor paramétrico.

Os efeitos nefastos para a saúde humana da exposição aos compostos químicos de desinfeção e aos subprodutos formados são, atualmente, uma preocupação prioritária. Os avanços científicos permitem identificar cada vez mais subprodutos de desinfeção cujos efeitos se desconhecem. Os estudos epidemiológicos sobre os compostos formados na desinfeção são na maioria das vezes inconclusivos e os estudos em laboratório parecem indicar consequências preocupantes para a saúde humana. No entanto a desinfeção da água não deve ser posta em causa devido a este facto.

A utilização de produtos à base de cloro, em particular do hipoclorito de sódio, para desinfeção da água de piscinas, é um processo que se realiza há mais de um século, com resultados considerados suficientes para a manutenção da qualidade microbiológica da água. Em países do norte da Europa, como na Alemanha, a sua utilização tem caído em desuso e as dosagens são bastante inferiores às que são praticadas noutros locais.

Ao comparar os quatro sistemas de desinfeção analisados neste estudo, é possível concluir que a radiação UV (média ou baixa pressão), assistida com residual de cloro, é uma solução atrativa para um controlo microbiológico mais eficaz que o cloro isoladamente e para a prevenção da formação de produtos químicos nocivos. A utilização de ozono (total ou parcial), com residual de

cloro, também apresenta estas vantagens mas é de instalação e operação mais complexas. Ambos os tratamentos têm um custo de investimento superior ao do tratamento exclusivamente com produtos de cloro, no entanto o custo de operação é inferior pois permite, apesar de a regulamentação nacional não o prever, a utilização de dosagens inferiores de halogéneo para formar residual na massa de água das piscinas e menor necessidade de renovação de água. O bromo parece formar uma quantidade ligeiramente superior de THM e apresenta custos de investimento e de operação superiores, mas compensa por não formar cloraminas, mais irritantes que as bromaminas que possuem capacidade de desinfeção.

Assim, do ponto de vista do utilizador da piscina, no que respeita aos riscos para a sua saúde, deve-se optar por sistemas de desinfeção que garantam a qualidade microbiológica com uma menor dosagem, e também com menor formação de subprodutos de desinfeção. De acordo com a revisão bibliográfica, com os resultados da análise de amostras de água de piscinas da Região de Saúde de Lisboa referentes aos anos de 2010, 2011 e 2012, e com o único estudo sobre o mesmo tema encontrado na literatura científica, a melhor solução para piscinas de uso coletivo é a desinfeção com base na radiação UV de média pressão complementada com doseamento de hipoclorito de sódio.

11. AÇÕES FUTURAS

No seguimento do presente estudo, dever-se-ia realizar um estudo piloto que compare, para as mesmas condições experimentais, a eficácia e os efeitos secundários, incluindo a determinação analítica, qualitativa e quantitativa, de subprodutos de desinfecção e a determinação de parâmetros microbiológicos para vários sistemas de desinfecção de piscinas. Esse estudo deveria ser realizado numa piscina real, com o mesmo número de utilizadores para os vários sistemas de desinfecção a comparar. Outra possibilidade seria efectuar esse estudo num tanque em escala reduzida, utilizando água preparada em laboratório com composição química semelhante à de uma piscina real. O ministério do ambiente holandês planeou efectuar um estudo semelhante com as cinco melhores soluções de tratamento de entre as comparadas no trabalho de Oosterholt *et al.* (2009). Não se concluiu esse projecto de estudo por falta de financiamento. Esse estudo permitiria aferir, na prática, quais os sistemas mais eficientes na eliminação dos vários riscos microbiológicos (em conjunto) na água das piscinas e que produzem menor quantidade de subprodutos de desinfecção.

12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo (ARSLVT) (2005). Orientações do Programa de Vigilância Sanitária das Piscinas de Utilização Colectiva. Lisboa.

Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge (2006). Avaliação da Qualidade do Ar Interior em Piscinas Cobertas. Lisboa.

Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Predieri, G. (1998) Blood and Breath Analyses as Biological Indicators of Exposure to Trihalomethanes in Indoor Swimming Pools. *Science of the Total Environment*. 217 (1-2): 155-163pp.

Aqua Ambiente (2006). Ficha de Dados de Segurança. CTX-130 Halobrom. No. 03183. Versão 2. 6 pp.

Associação para a Promoção da Segurança Infantil (APSI) (2011). Afogamentos em Crianças e Jovens em Portugal – Relatório 2002-2010.

Arnold, L. F., Hamish, R., Hains, C., Snider, D. C., Ziter, B. G. (2007). Salt Water Disinfection as an Alternative Pool Sanitation. University of Guelph. *Proceedings of the ENGG 3100: Design III projects, 2007*. 75-76pp.

Aviso nº 9448/2002 de 31 de julho de 2002. Diário da República nº 199 - II Série. Ministério da Saúde. Lisboa.

Beleza, V. M., Santos, R., Pinto, M. (2007). *Piscinas Tratamento de Águas e Utilização de Energia*. Edições Politema. Politécnico do Porto. 270 pp.

Beleza, V., Baptista, M., Costa, R., Pilão, R. (2010). Apresentação de um Projecto de Regulamento Técnico-Sanitário de Piscinas de Uso Público. *Boletim Informativo da associação Portuguesa de Profissionais de Piscinas, Instalações desportivas e Lazer*. Janeiro-fevereiro-março 2010. 4-11pp.

Bernard, A., Carbonnelle, S., Michel, O., Higuët, S., de Burbure, C., Buchet, J., Hermans, C., Dumont, X., Doyle, I. (2003). Lung hyperpermeability and asthma prevalence in schoolchildren: unexpected associations with the attendance at indoor chlorinated swimming pools. *Occup Environ Med*. 60: 385–394.

Bernard, A., Carbonnelle, S., de Burbure, C., Michel, O., Nickmilder, M. (2006) Chlorinated Pool Attendance, Atopy, and the Risk of Asthma during Childhood. *Environmental Health Perspectives*. 114(10): 1567-1573.

Blancou, J. (1995). History of Deinfection from Early Times until the End of the 18th Century. *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz*. 14(1): 31-39.

Blanksby, B. A., Wearne, F. K., Elliot, B.C., Blitvich, J.D. (1997) Aetiology and Occurrence of Diving Injuries. A Review of Diving Safety. *Sports Med*. 23(4):228-46.

Boorman, G. A., Dellarco, V., Dunnick, J. K., Chapin, R. E., Hunter, S., Hauchman, F., Gardner, H., Cox, M., Sills, R. C. (1999). Drinking Water Disinfection Byproducts: Review and Approach to Toxicity Evaluation. *Environmental Health Perspectives*. Vol. 107. Supplement 1: 207-217.

Borgmann-Strahsen, R. (2003). Comparative Assessment of Different Biocides in Swimming Pool Water. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 51. 291-297.

Burgess, J. E., Judd, S. J., Parsons, S. A. (2000). Magnetically-Enhanced Disinfection of Swimming Pool Waters. *Trans IChemE*. Vol. 78. Part B. 213-218.

Cassan, D., Drakidès, C. (2011). UV and Applications in Water Treatment of Commercial Swimming Pools. *Fourth International Conference Swimming Pool and Spa*. Porto. Portugal. 15-18 March 2011. Disponível em: <http://www.pwtag.org/researchdocs/UV%20AND%20APPLICATIONS%20IN%20WATER%20TREATMENT%20OF%20COMMERCIAL%20SWIMMING%20POOLS.pdf>, consultado em agosto, 2013

Cassan, D., Mercier, B., Castex, F., Rambaud, A. (2006). Effects of Medium-Pressure UV Lamps Radiation on Water Quality in a Chlorinated Indoor Swimming Pool. *Chemosphere*. 62: 1507-1513.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC) (2010). Healthy Chlorine Disinfection Timetable. Disponível em: <http://www.cdc.gov/healthywater/swimming/pools/chlorine-disinfection-timetable.html>, consultado em fevereiro, 2013

Centers for Disease Control and Prevention (CDC) (2012). Disponível em: <http://www.cdc.gov/>, consultado em março, 2013.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC) (2013). Fact Sheet for Pool Staff/Owners. <http://www.cdc.gov/healthywater/pdf/swimming/resources/disinfection-team-chlorine-ph-factsheet.pdf>, consultado em fevereiro, 2013

Chu, H., Nieuwenhuijsen, M. J. (2002) Distribution and determinants of Trihalomethane Concentrations in Indoor Swimming Pools. *Occup Environ Med*. 59: 243-247.

Chaib, E., Moschandreas, D. (2006). Modeling Brominated Trihalomethane Compounds in Drinking Water at a Treatment Plant in Beaumont, Texas. *J Environ Sci Health A Tox Subst Environ Eng*. 41(11): 2429-2445.

Clemens, M., Scholer, H. F. (1992). Halogenated Organic Compounds in Swimming Pools Water. *Zentralbl Hyg Umweltmed*. 193(1): 91-98.

Coelho, R.B. (2009). *A Gestão das Piscinas Públicas no Concelho de Matosinhos*. Tese de Mestrado em Gestão Desportiva. Faculdade do Porto, Universidade do Porto. Porto.

Contador, M. J., Gallego, M. (2011). Haloacetic Acids in Swimming Pools: Swimmer and Worker Exposure. *Environ. Sci. Technol*. 45(13): 5783-5790.

Control Systems Engineering (2011). Wastewater Total Residual Chlorine Control. Disponível em: <http://controlsystem-design.com/bnr-oxygen-control/wastewater-disinfection-control/>, consultado em Setembro, 2013.

Decreto-Lei nº 65/97 de 31 de março. Diário da República nº 75 - I Série - A. Ministério do Equipamento, do Planeamento e da Administração do Território. Lisboa.

Decreto-Lei nº 39/2008 de 7 de março. Diário da República nº 48 - I Série. Ministério da Economia e Inovação. Lisboa.

Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de agosto. Diário da República nº 164 – I Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Decreto Regulamentar nº 5/97, de 31 de março. Diário da República nº 75 - I Série - B. Ministério do Equipamento, do Planeamento e da Administração do Território. Lisboa.

Direção Geral de Saúde (D.G.S.) (2009). Circular Informativa nº 31/DA. 20/08/09. 13 pp.

Directiva 2000/39/CE Da Comissão, de 8 de Junho de 2000. Jornal das Comunidades Europeias. L142: 47-50.

Diretiva CNQ nº 23/93. Conselho Nacional da Qualidade. A Qualidade das Piscinas de Uso Público.

Duarte, A. A. L. S., Vasconcelos, J. L. C. (2006). Tratamento da água de piscinas públicas. *In* Vieira, J. P., Matos, J. S., ed. lit. - “Planeamento estratégico em águas e resíduos: actas do Encontro Nacional de Saneamento Básico, 12, Cascais, Portugal, 2006” [CD-ROM]. Cascais : APESB, 2006. ISBN 978-972-95302-8-9. Disponível em: <http://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/6149?locale=en>. Consultado em maio, 2013.

Dufour, A. P., Evans, O., Behymer, T. D., Cantú, R. (2006). Water ingestion during swimming activities in a pool: A pilot study. *Journal of Water and Health*. 425:450 pp.

ECDC (2013) European Centre for Disease Prevention and Control. Disponível em: <http://www.ecdc.europa.eu/en/Pages/home.aspx>, consultado em março, 2013.

Eichelsdörfer, D., Slovak, J. (1975). Irritant Effect (Conjunctivitis) of Chlorine and Chloramines in Swimming Pool Water. *Vom Wasser*. Vol. 45, pp. 17-28.

Erdinger, L., Kirsch, F., Gabrio, T., Kühn, K. (2005). Analysis of Swimming Pool Water – Assessment of Results According to German Regulations. *International Conference on Health and Water Quality – Aspects of the Man Made recreational Water Environment*. 10th and 11th March, 2005. 8 pp. Disponível em: http://www.lims.hu/media/furdokonf/English/presentationsp/erdinger3_p.pdf, consultado em junho, 2013.

Erdinger, L., Kirsch, F., Sonntag, H. G. (1999). Chlorate as an Inorganic Disinfection By Product in Swimming Pools. *Zentralbl Hyg Umweltmed*. 202(1): 61-75.

Erdinger, L., Kühn, K. P., Kirsh, F., Feldhues, R., Fröbel, T., Nohynek, B., Gabrio, T. (2004). Pathways of Trihalometanes in Swimming Pools. *Int J Hyg Environ Health*. 207(6):571-575.

Fantuzzi G, Righi E, Predieri G, Ceppelli G, Gobba F, Aggazzotti G. (2001). Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *Sci Total Environ*; 264(3): 257–265.

Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Giacobazzi, P., Mastroianni, K., Aggazzotti, G. (2009). Prevalence of Irritative Symptoms in Indoor Swimming Pool Workers. *Swimming Pool & Spa International Conference 2009* – Londres, Março 2009. 10 pp.

Faria, A. C. (2009). Evolução do Enquadramento Normativo das Piscinas. *IV Encontro Saúde em Piscinas*. ARSLVT/APP. Lisboa. 12 – 13 de fevereiro, ARSLVT/APP. 13 pp.

Feyen, L., Appel, P. W. (2011). Disinfection By-products in Swimming Pools: Minimize or Avoid? *Fourth International Conference Swimming Pool and Spa*. Porto. Portugal. 15-18 March 2011. Disponível em: <http://www.pwtag.org/researchdocs/DISINFECTION%20BYPRODUCTS%20IN%20SWIMMING%20POOLS%20MINIMIZE%20OR%20AVOID.pdf>, consultado em março, 2013.

New South Wales (NSW) Health Protection (2013). Public swimming pool and spa pool advisory document. Sydney. Disponível em: <http://www.health.nsw.gov.au/environment/Publications/Swimming-Pool-and-Spa-Advisory-doc.pdf>, consultado em junho, 2013.

Heitor, A. M. (1994). Piscinas: Contaminação – Desinfecção – Controlo. *Indústria da Água*. 13. Out/Nov/Dez: 20-23.

Hery, M., Hecht, G., Gerber, J. M., Gendree, J. C., Hubert, G., Rebuffaud, J. (1995). Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *Annals of Occupational Hygiene*, 39: 427–439.

Hlasva, M. C., Roberts, V. A., Anderson, A. R., Hill, V. R., Kahler, A. M., Orr, M., Garrison, L. E., Hicks, L. A., Newton, A., Hilborn, E. D., Wade, T. J., Beach, M. J., Yoder, J. S. (2011). Surveillance for Waterborne Disease Outbreaks and Other Health Events Associated with Recreational Water — United States, 2007–2008 and Surveillance for Waterborne Disease Outbreaks Associated with Drinking Water — United States, 2007–2008. *MMWR Morbidity and Mortality Weekly Report*. Surveillance Summaries. 60 (12). 80 pp.

International Agency for Research on Cancer (IARC) (2013). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 34 pp. Disponível em: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>, consultado em abril, 2013

Institut National de Recherche et Sécurité – Métropol Fiche 007: Trichlorure d’Azote et Autres Composés chlorés. (2004). Disponível em: <http://www.inrs.fr/>, consultado em abril, 2013

Jacobs, J. H., Spaan, S., van Roy, G. B. G. J., Meliefste, C., Zaat, V. A. C., Pooyackers, J. M., Heederik, D. (2007). Exposure to Trichloramine and Respiratory Symptoms in Indoor Swimming Pool Workers. *Eur. Resp. J.* 29: 690-698.

Johannesson, J. K. (1960). The bromination of Swimming Pools. *Am J Public Health Nations Health*. 50(11): 1731-1736.

Judd, S. J., Jeffrey, J. A. (1995). Trihalomethane Formation During Swimming Pool Water Disinfection Using Hypobromous and Hypochlorous Acids. *Water Research*. 29 (5): 1203-1206.

Kanan, A., Karanfil, T. (2010). Formation of Disinfection By-products in Indoor Swimming Pool Water: The Contribution from Filling Water Natural Organic Matter and Swimmer Body Fluids. *Water Research*. 1 – 7. 7 pp.

Kelsall, H. L., Sim, M. R. (2001). Skin irritation in users of brominated pools, *International Journal of Environmental Health Research*. 11 (1): 29-40

Kim, H., Weisel, C. P. (1998). Dermal Absorption of Dichloro- and Trichloroacetic acids. *Journal of Exposure Analysis and Environmental*. 8 (4): 555-575.

Kogevinas, M., Villanueva, C., Font-Ribera, L., Liviak, D., Bustamante, M., Espinoza, F., Nieuwenhuijsen, m. J., Espinosa, A., Fernandez, P., DeMarini, D. M., Grimalt, J. O., Grummt, T., Marcos, R. (2010). Genotoxic Effects in Swimmers Exposed to Disinfection By-products in Indoor Swimming Pools. *Environmental Health Perspectives*. 118 (11):1531-1537.

Mendes, B., Oliveira, J. F. S. (2004). *Qualidade da Água para Consumo Humano*. Lidel, Edições Técnicas, Lda.

Lakind, J. S., Richardson, S. D., Blount, B. C. (2010) The Good, The Bad, and the Volatile: Can We Have Both Healthy Pools and Healthy People? *Environmental Science and Technology*. 44 (9): 3205-3210.

Le Moullec, Y., Person, A., Laurent, A. (2004). Atmospheric Exposure to Choramines in Indoor Swimming Pools. *13th World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition*. London. UK. August 22 - 27, 2004 Disponível em http://www.umad.de/infos/cleanair13/pdf/full_367.pdf, consultado em maio, 2013.

Lévesque, B., Ayotte, P., Le Blanc, A., Dewailly, É., Prud'Homme, D., Lavoie, R., Allaire, S., Levallois, P. (1994). Evaluation of Dermal and Respiratory Chloroform Exposure in Humans. *Environ Health Perspect* 102:1082-1087.

Li, J., Blatchey, E. R. (2007). Combined Application of UV Radiation and Chlorine: Implications with Respect to DBP Formation and destruction in Recreational Water Applications. *Water Environment Federation*. Disinfection 2007. pp. 128-133(6).

Liu, W., Cheung, L. M., Yang, X., Shang C. (2006). THM, HAA and CNCl Formation from UV Irradiation and Chlor(am)ination of Selected natural Waters. *Water Res*. 40(10): 2033-2043.

Lovibond Water Testing (2012). Swimming and Spa Pool Water Treatment, Edition 2012. Tintometer Group.

Lourencetti, C., O. Grimalt, J. O., Marco, E., Fernandez, P., Font-Ribera, L., Villanueva, C. M., Kogevinas, M. (2012) Trihalomethanes in Chlorine and Bromine Disinfected Swimming Pools: Air-Water Distributions and Human Exposure. *Environment International*. 45: 59-67.

Martínez-Escala, M. E., Pujol-Montcusi, J. A., Espona, M., Salas, E., Pujol, R. M., Giménez-Arnau, A. (sem data). Allergic Contact Dermatitis to 1-Bromo-3-Chloro-5,5-Dimetilhydantoin. Disponível em:

<http://www.postermedic.com/parcdesalutmar/postimas105237/pdfbaja/postimas105237.pdf>, consultado em maio, 2013.

Mascher F, Pichler-Semmelrock FP, Reinthaler F, Marth E. (2007). "Natural pools" – artificial small-scale ponds or pools without disinfection? The Austrian philosophy. Abstract. 2nd *International Pool and Spa Conference*. Munique, 14 a 16 de março, 2007. 63-64pp.

Massin, N., Bohadana, A. B., Wild, P., Héry, M., Toamain, J. P., Hubert, G. (1998). Respiratory Symptoms and Bronchial Responsiveness in Lifeguards exposed to Nitrogen Trichloride in Indoor Swimming Pools. *Occup Environ Med*. 55:258-263.

McDonell, G., Russel, A. D. (1999). Antiseptics and Disinfectants: Activity, Action, and Resistance. *Clin. Microbiol. Rev.* 12(1):148-179.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering – Treatment and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. Fourth Edition. McGraw-Hill. New York.

Michalski, R., Mathews, B. (2006). Ocorrência de Chlorite, Chlorate and Bromate in Swimming Pool Water. *Polish J. of Environ. Stud.* 16 (2): 237-241.

Moffa, P. E., Davis, D. P., Somerlot, C., Sharek, D., Gresser, B., Smith, T. (2006). Alternative Disinfection Technology Demonstrates Advantages for Wet Weather Applications – A Pilot Study of Powdered Bromine Technology. *Water Environment Foundation*, 2006: 1202-1218. Disponível em: <http://www.environmental-expert.com/Files/5306/articles/8750/094.pdf>, consultado em mai, 2013

Nelemans, P. J.; Rampen, F. H. J., Groenendal, H., Kiemeney, L. A. L. M., Rulter, D. J., Verbeek, A. L. M. (1994). Swimming and the risk of Cutaneous Melanoma. *Melanoma Res.* 4(5):281-6.

Nokes, C. J., Fenton, E., Randall, C. J. (1999). Modelling the Formation of Brominated Trihalomethanes in Chlorinated Drinking Waters. *Water Research*. 33 (17): 3557-3568.

NP EN 15288-1:2009. Piscinas. Parte 1: Requisitos de segurança para a concepção. Instituto Português da Qualidade.

NP EN 901: 2009. Produtos químicos utilizados no tratamento da água destinada a consumo humano. Hipoclorito de sódio. Instituto Português da Qualidade.

NP EN 12931: 2008. Produtos químicos utilizados no tratamento da água destinada a consumo humano. Dicloroisocianurato de sódio, anidro. Instituto Português da Qualidade.

Oosterholt, F., Traksel, D., Keuten, M. (2009). Review and Assessment of Alternative Water Disinfection Technologies for Municipal Swimming Pools in the Netherlands. *Swimming Pool & Spa Conference 2009* – London, march 2009. 6 pp. Disponível em: <http://www.pwtag.org/researchdocs/Used%20Ref%20docs/84%20Paper%203.1%20Oosterholt%20et%20al.pdf>, consultado em março, 2013.

Olsen, K. (2007). Clear Waters and a Green Gas: A History of Chlorine as a Swimming Pool Sanitizer in the United States. *Bull. Hist. Chem.* 32 (2): 129:140.

Occupational Safety & Health Administration (OSHA) (2012). Ozone. Disponível em: https://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH_259300.html, consultado em julho, 2013.

Papadopoulou, C., Economou, V., Sakkas, H., Gousia, P., Giannakopoulos, X., Dontorou, C., Filioussis, G., Gessouli, H., Karanis, P., Leveidiotou, S. (2007). Microbiological Quality of Indoor and Outdoor Swimming Pools in Greece: Investigation of the Antibiotic Resistance of the Bacterial Isolates. *Int. J. Hyg. Environ.-Health.* 211:385-397.

Panyakapo, M., Soontornchai, S., Paopuree, P. (2007). Cancer Risk Assessment from exposure to Trihalomethanes in Tap Water and swimming Pool Water. *Journal of Environmental Sciences.* 20: 372-378.

Pardo, A., Nevo, K., Vigiser, D., Lazarov, A. (2007). The Effect of Physical and Chemical properties of swimming Pool Water and its Close Environment on the Development of Contact Dermatitis in Hydrotherapists. *Am J Ind Med.* 50(29): 122-126.

Parinet, J., Tabaries, S., Couloumb, B., Vassalo, L., Boudenne, J. (2012). Exposure Levels to Brominated Compounds in Seawater Swimming Pools Treated with Chlorine. *Water Research.* 46 (3): 828-836.

Pedroso, M. J. L. C. P. (2009). *Exposição Ocupacional em Piscinas Cobertas do tipo I e II*. Tese de Mestrado em Saúde Pública. Instituto de Ciências Médicas Abel Salazar. Faculdade de Medicina. Universidade do Porto. Porto.

Pedroso, M. J., Nogueira, J. M. R. (2003). Perigos decorrentes da utilização de piscinas. Centro Regional de Saúde Pública do Norte e Sub-Região de Saúde de Aveiro, Janeiro 2003.

Pelzcar, P., Reid, R., Chan, E. (1980). Microbiologia. Makron Books do Brasil Editora Ltda. Rio de Janeiro. 460 – 463pp.

Plewa, M. J., Kargalioglu, Y., Vankerk, D., Minear, R. A., Wagner, E. D. (2002). Mamallian Cell Cytotoxicity and Genotoxicity Analysis of drinking Water Disinfection By-Products. *Environ Mol Mutagen.* 40(2): 134-142.

Pond, K. (2005). Water Recreation and Disease. Plausibility of Associated Infections: Acute Effects, Sequelae and Mortality. World Health Organization (WHO) (OMS). United States Environmental Protection Agency (USEPA). IWA Publishing. 260 pp.

Pool Water Treatment Advisory Group (2013) Code of Practice. The Management and Treatment of Swimming pool Water. Second Edition. 56 pp.

Pool Water Treatment Advisory Group (2009) Swimming Pool Water Treatment and Quality Standars for Pools and Spas. 202 pp.

Portaria nº 358/2009 de 6 de abril. Diário da República nº 67 – I Série. Ministério da Economia e Inovação. Lisboa.

Portaria nº 1212/2010 de 30 de novembro. Diário da República, nº 232 - I Série. Ministério da Saúde. Lisboa.

prEN 15032: 2004. Chemicals used for treatment of swimming pool water - Trichloroisocyanuric acid (Versão *Draft*). European Committee for Standardization. Bruxelas.

prEN 15074: 2004. Chemicals used for treatment of swimming pool water - Ozone (Versão *Draft*). European Committee for Standardization. Bruxelas.

prEN 15796: 2008. Chemicals used for treatment of swimming pool water – Calcium hypochlorite (Versão *Draft*). European Committee for Standardization. Bruxelas.

Raykar, P. V., Fung, M. C., Anderson, B. D. (1988). The role of protein and lipid domains in the uptake of solutes by human stratum corneum. *Pharmacological Research*. 5(3): 140–150.

Règlement Sanitaire Départemental du Gard. Arrêté n° 2010362-0008 du 28 décembre 2010 <http://www.albe-occitanie.com/images/reglementation-ars.pdf>, consultado em julho, 2013.

Ribeiro, I. F. F., Heitor, A. M., Nogueira, J. M. R. (2011). Occurrence of Chlorite and Chlorate in Swimming Pool Water. *Fourth International Conference Swimming Pool and Spa*. Porto. Portugal. 15-18 March 2011. Disponível em: <http://www.pwtag.org/researchdocs/OCCURRENCE%20OF%20CHLORITE%20AND%20CHLORATE%20IN%20SWIMMING%20POOL%20WATER.pdf>, consultado em junho, 2013.

Rice, R. G. (1995). Chemistries of Ozone for Municipal Pool and Spa Water Treatment – Facts and Fallacies. *Journal of the Swimming Pool and Spa Industry*. 1 (1): 25-44.

Richardson S. D. (2005) New disinfection By Product Issues: Emerging DBPs and Alternative Routes of Exposure. *Global NEST Journal*. 7 (1): 43–60.

Richardson, S. D., DeMarini, D. M., Kogevinas, M., Fernandez, P., Marco, E., Lourencetti, C., Ballesté, C., Heederik, D., Meliefste, K., McKague, A. B., Marcos R., Font-Ribera, L., Grimalt, J. O., Villanueva C. M. (2010) What's in the Pool? A Comprehensive Identification of Disinfection By-products and Assessment of Mutagenicity of Chlorinated and Brominated Swimming Pool Water. *Environmental Health Perspectives*. 118 (11).

Rycroft, R. J. G., Penny, P. T. (1983) Dermatoses associated with Brominated Swimming Pools. *British Medical Journal*. 287 (13): 462.

Sá, C. S., Boaventura, R. A., Pereira, I. B. (2011) Analysis of Trihalomethanes in Water and Air from Indoor Swimming Pools. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 46(4): 355-363.

Sá, C. S., Boaventura, R. A., Pereira, I. B. (2012). Analysis of Haloacetic Acids in Water and Air (Aerosols) from Indoor Swimming Pools Using HS-SPME/GC/ECD. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 47(2): 176-183.

South Australian Health Commission (SAHC) (1992). Standard for the Operation of Swimming Pools and Spa Pools in South Australia – Supplement C – Bromine Disinfection of Swimming Pool, spa Pool, hydrotherapy Pool & Waterslide Pool Water. Department of Human Services – Government of South Australia.

Silva, Z. I., Rebelo, M. H., Silva, M. M., Alves, A. M., Cabral, M. C., Almeida, A. C., Aguiar, F. R., de Oliveira, A. L., Nogueira, A. C., Pinhal, H. R., Aguiar, P. M., Cardoso, A. S. (2012) Trihalomethanes in Lisbon Indoor Swimming Pools: Occurrence, Determining Factors. Health and Risk Classification. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues*. 73:13-15, 878-892. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1080/15287394.2012.690706>, consultado em maio, 2013.

Spellman, F. R. (1999). *Choosing Disinfection Alternatives for Water/Wastewater Treatment*. Technomic. 127pp.

Stack, M. A., Fitzgerald, G., O'Connell, S., James, K. J. (2000) Measurement of Trihalomethanes in Potable and Recreational Waters Using Solidphase Micro Extraction with Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Chemosphere*. 41(11): 1821-1826.

Stottmeister, E., Naglitsch, F. (1996). Human exposure to other disinfection by-products than trihalomethanes in swimming pools. Annual report of the Federal Environmental Agency. Berlin. Germany.

Unhoch, M. J., Vore, R. D., Lee, P. S. K. (1996). Stability of Swimming Pool/Spa Sanitizers: Comparative Chemical Stability of Polyhexamethylene Biguanide and Hypochlorous Acid. *Journal of the Swimming Pool and Spa Industry*. 2 (1): 18–25.

USEPA (2013). Drinking Water Contaminants. List of Contaminants and their Maximum Contaminant Levels. Disponível em: <http://water.epa.gov/drink/contaminants/index.cfm#List>, consultado em junho, 2013.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2006). UV Disinfection Guidance Manual for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule. Office of water (4601). EPA 815-R-06-007. Disponível em: http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/lt2/pdfs/guide_lt2_uvguidance.pdf, consultado em julho, 2013.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2011). Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-09/052F. Available from the National Technical Information Service. Springfield. Disponível em: <http://www.epa.gov/ncea/efh>, consultado em junho, 2013.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2000). The History of Drinking Water Treatment. Office of Water. EPA-816-F-00-006. February 2000. 4 pp.

Viegas, C., Alves, C., Carolino, E., Rosado, L., Santos, C. S. (2009). Prevalência de Fungos nas Superfícies: O Caso dos Ginásios com Piscina. *Saúde & Tecnologia*. Maio 2009. (3): 31–37.

Villanueva, C. M., Cantor, K. P., Grimalt, J. O., Castaño-Vinyals, G., Malats, N., Silverman, D., Tardon, A., Garcia-Closas, R., Serra, C., Rothman, N., Real, F. X., Dosemeci, M., Kogevinas, M.

(2006a). Assessment of Lifetime Exposure to Trihalometanes through Different Routes. *Occup Environ Med.* 63:273-277.

Villanueva CM, Cantor KP, Grimalt JO, Malats N, Silverman D, A Tardon, Garcia-Closas R, Serra C, Carrato A, Castaño-Vinyals G, Rothman N, Real FX, Dosemeci M, Kogevinas M. (2006b). Bladder Cancer and Exposure to Water Disinfection By-products through Ingestion, Bathing; Showering, and Swimming in Pools. *American Journal of Epidemiology.* 165:148-156

Villanueva, C. M., Gagniere, B., Monfort, C., Nieuwenhuijsen, M. J., Cordier, S. (2007) Sources of variability in levels and exposure to trihalomethanes. *Environ Res.* 103(2):211-220.

Baumann, E. R., Baylis, J. R., Booth, R. L., Borchardt, J. A., Bowers, E., Cohen, J. M., Dye, J. F., Eliassen, R., Flentje, M. E., Gemmel, R. S., Grimes JR., B. L., Gullans, O., Hannah, S. A., Hudson JR., H. E., Katz, W. E., Larson, T. E., Laubusch, E. J., Maier, F. J., O'Connor, J. T., Ongerth, H. J., Rosen, A. A., Scott, G. R., Straub, C. P., Sussman, S., Tuepker, J. L., Turre, G. J., Vaughn, J. C., Walton, G. (1971). *Water Quality and Treatment.* A Handbook of Public water Supplies. Prepared by The American Water Works Association, Inc. Third Edition. McGraw-hill Book Company. 654pp.

Waterbornepathogens.org (2011) Waterborne Pathogens. Disponível em: www.waterbornepathogens.org/, consultado em abril, 2013.

Watertec Engineering Pty Ltd – Information Sheet. (2006). Ozone Treatment of commercial Swimming Pools. Disponível em: [http://www.pwtag.org/researchdocs/Used%20Ref%20docs/26\)%20Ozone%20Treatment%20of%20Commercial%20Swimming%20Pools.pdf](http://www.pwtag.org/researchdocs/Used%20Ref%20docs/26)%20Ozone%20Treatment%20of%20Commercial%20Swimming%20Pools.pdf), consultado em junho, 2013.

White's Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants (2010). Fifth Edition. Black & Veatch Corporation. John Wiley & Sons, Inc. 1062 pp.

World Health Organization (WHO) (OMS) (2000). Environmental Health Criteria for Disinfectants and Disinfectant By-products. Geneve.

World Health Organization (WHO) (OMS) (2004). Brominated Acetic Acids in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.

World Health Organization (WHO) (OMS) (2006). Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Volume 2: Swimming Pools and Similar Environments. Geneva. 118 pp.

World Health Organization (WHO) (OMS) (2011). Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition. Geneva. 564 pp.

Wojtowicz, J. A. (2001). Use of Ozone in the Treatment of swimming Pools and Spas. *Journal of the Swimming Pool and Spa Industry.* 4 (1): 41-53.

Yoder, J. S., Blackburn, B. G., Craun, G. F., Hill, V., Levy, D. A., Chen, N., Lee, S. H., Calderon, R.L., Beach, M. J. (2004). Surveillance of waterborne-disease outbreaks associated with recreational water – United States, 2001–2002. *Morbidity and Mortality Weekly Report.* 53, SS08: 1–22. 72 pp.

Yoder, J. S., Hlavsa, M. C., Craun, G. F., Hill, V., Roberts, V., Yu, P. A., Hicks, L. A., Alexander, N. T., Calderon, R. L., Roy, S. L., Beach M. J. (2008). Surveillance for Waterborne Disease and Outbreaks Associated with Recreational Water Use and Other Aquatic Facility-Associated Health Events — United States, 2005–2006. *Morbidity and Mortality Weekly Report*. 57, SS09: 1–36. 72 pp.

Zwiener, C., Richardson, S. D., De Marini, D. M., Grummt, T., Glauner, T., Frimmel, F. H. (2007). Drowning in Disinfection Byproducts? Assessing Swimming Pool Water. *Environmental Science & Technology*. 41 (2): 363:372.

ANEXO

Piscina	Tipo de tanque	Sistema de desinfeção
Clube Nacional de Natação	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Clube Nacional de Natação	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Vale Fundão	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Vale Fundão	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipa do Casal Vistoso	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina do Oriente	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina do Oriente	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal Ameixoeira	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal Ameixoeira	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Rego	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Rego	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal da Boavista	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Estádio Universitário	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Estádio Universitário	Médio	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Estádio Universitário	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina do Sport Lisboa e Benfica	Grande	UV + cloro
Piscina do Sport Lisboa e Benfica	Pequeno	UV + cloro
Piscina Municipal do Restelo	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Restelo	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Alvito	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Alvito	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Campo de Ourique	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Campo de Ourique	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Baptista Pereira - Alhandra	Grande	UV + dicloro
Piscina Baptista Pereira - Alhandra	Pequeno	UV + dicloro
Piscina Municipal de Vila Franca de Xira	-	UV + dicloro
Piscina Municipal Póvoa de Santa Iria	Grande	UV + dicloro
Piscina Municipal Póvoa de Santa Iria	Pequeno	UV + dicloro
Piscina Municipal de Alverca – Quintas das Drogas	-	UV + dicloro

(cont.)

Piscina	Tipo de tanque	Sistema de desinfecção
Piscina Municipal de Alverca – Jardim Parque	Grande	UV + dicloro
Piscina Municipal de Alverca – Jardim Parque	Pequeno	UV + dicloro
Piscina do Forte da Casa - Instituto de Apoio à Criança	Grande	UV + dicloro
Piscina do Forte da Casa - Instituto de Apoio à Criança	Pequeno	UV + dicloro
Piscina da Geslours - Piscina Municipal de Santo António dos Cavaleiros	Desportivo	UV + hipoclorito de sódio
Piscina da Geslours - Piscina Municipal de Santo António dos Cavaleiros	Aprendizagem	UV + hipoclorito de sódio
Piscina da Geslours - Piscina Municipal de Loures	Desportivo	UV + hipoclorito de sódio
Piscina da Geslours - Piscina Municipal de Loures	Aprendizagem	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Stª Iria Azóia	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Stª Iria Azóia	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina do Complexo de Sobral Mte. Agraço	-	UV + Dicloisocianurato de sódio
Piscinas Municipais da Ericeira	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscinas Municipais da Ericeira	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscinas Municipais da Azueira	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscinas Municipais da Azueira	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscinas Municipais da Encarnação	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscinas Municipais da Encarnação	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscinas Municipais da Venda do Pinheiro	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscinas Municipais da Venda do Pinheiro	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina do Parque Desportivo de Mafra	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina do Parque Desportivo de Mafra	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal do Bombarral	-	UV + cloro
Piscina Municipal de Pataias	Grande	UV + cloro
Piscina Municipal de Pataias	Pequeno	UV + cloro
Piscina Municipal de Peniche	Grande	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Peniche	Pequeno	UV + hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Óbidos	Grande	UV + bromo
Piscina Municipal de Óbidos	Pequeno	UV + bromo

(cont.)

Piscina	Tipo de tanque	Sistema de desinfecção
Centro de Ténis, S.A. (Health & Racquet Clube)	Hidroginastica	Ozono + Hipoclorito de sódio
Clube VII Health and Fitness Club	Pequeno	Bromo
A Piscina dos Bebés	-	Bromo
Piscina Colégio Colibri	-	Bromo
Piscina AFID	Pequeno	Bromo
Hotel Penha Longa	Grande	Bromo
Hotel Penha Longa	Contraste masculino	Bromo
Eurofísica	Fisioterapia	Bromo
Piscina da Junta de Freguesia da Buraca	Grande	Dicloroisocianurato de sódio
Piscina do Clube Natação da Amadora - Alforeselos	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina do Clube Natação da Amadora - Damaia	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina do Clube Natação da Amadora - Damaia	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina do Clube Natação da Amadora - Reboleira	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina do Clube Natação da Amadora - Reboleira	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina do Clube Natação da Amadora - Reboleira	Tanque Polo	Hipoclorito de sódio
Piscina do Clube Natação da Amadora - Venteira	Grande	Hipoclorito de sódio
Complexo Municipal Victor Santos	Grande	Hipoclorito de sódio
Complexo Municipal Victor Santos	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina do Clube Recreativo e Desp. de Arranhó	Grande	Tricloro
Piscina do Clube Recreativo e Desp. de Arranhó	Pequeno	Tricloro
Piscina Municipal Vila de Arruda dos Vinhos	-	Dicloro e Hipoclorito de Sódio
Piscina da CIMPOR - Alhandra	Grande	Dicloro
Piscina da CIMPOR - Alhandra	Pequeno	Dicloro
Piscina do Instituto Superior Técnico	-	Hipoclorito de sódio
Piscina do Orlas Clube	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Alfama	-	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal dos Anjos	-	Hipoclorito de sódio
Piscina do INATEL	Grande	Hipoclorito de sódio (há um ano) Dicloro (antes)

(cont.)

Piscina	Tipo de tanque	Sistema de desinfecção
Piscina do INATEL	Pequeno	Hipoclorito de sódio (há um ano) Dicloro (antes)
Piscina do Sporting Club de Portugal	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina do Sporting Club de Portugal	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Barcarena	Grande	Dicloro
Piscina Municipal de Barcarena	Pequeno	Dicloro
Piscina do Sport Algés e Dafundo	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina do Sport Algés e Dafundo	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Outurela	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Outurela	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina do Jamor - Estádio Nacional	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina do Jamor - Estádio Nacional	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Linda-a-Velha		Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Odivelas	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Odivelas	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Mira Sintra	-	Dicloro
Piscina Ouressa - Algueirão - Mem Martins	Grande	Dicloro
Piscina Ouressa - Algueirão - Mem Martins	Pequeno	Dicloro
Piscina Municipal da Urbanização Quinta de Fitaes	Grande	Dicloro
Piscina Municipal da Urbanização Quinta de Fitaes	Pequeno	Dicloro
Piscina Municipal de Alcobaça	Grande	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Alcobaça	Pequeno	Hipoclorito de sódio
Piscina Municipal de Benedita	Grande	Dicloroisocianurato de sódio
Piscina Municipal de Benedita	Pequeno	Dicloroisocianurato de sódio
Complexo Desportivo Monte Abraão	Grande	Tricloro/dicloro
Complexo Desportivo Monte Abraão	Pequeno	Tricloro/dicloro
Piscina Municipal das Caldas da Rainha	Grande	Cloro
Piscina Municipal das Caldas da Rainha	Pequeno	Cloro

